

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
INSTITUTO DE INGENIERÍA



Programa de Maestría y Doctorado en Ciencias e Ingeniería

TESIS DOCTORAL

**DESARROLLO DE UN SISTEMA PARA LA PRODUCCIÓN DE
BIOGÁS A PARTIR DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS DEL
SECTOR RESIDENCIAL MEDIANTE UN PROCESO DE DIGESTIÓN
ANAERÓBICO**

Que para obtener el grado de:

Doctor en Ingeniería

Presenta:

Mydory Oyuky Nakasima López

Dirigida por:

Dr. Nicolás Velázquez Limón

Dra. Sara Ojeda Benítez

Mexicali B.C., México a Junio de 2015

DEDICATORIA

Este trabajo de investigación va dedicado con todo mi amor, cariño y esfuerzo principalmente a mis amados padres, a mi querida hermana y a mi compañero de vida, porque definitivamente sin ellos no hubiera sido posible.

“La característica más común que he encontrado en todas las personas exitosas es que han vencido la tentación de rendirse”
- Peter Lowe -

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar agradezco a mi Dios por darme una oportunidad de despertar cada mañana y culminar este proyecto.

Al Dr. Nicolás Velázquez, muchas gracias por creer en mí, por haberme permitido formar parte su gran equipo de trabajo, por brindarme todo su apoyo y guiarme para la culminación de este proyecto. Muchas gracias por su amistad, sus sabios consejos y por su paciencia.

A la Dra. Sara Ojeda por todo su apoyo, por su tiempo y asesoría durante la realización de este proyecto.

A los miembros del Honorable Jurado: Dr. Alexis Acuña, Dra. Maria Elizabeth Ramírez Barreto y la Dra. Samantha Cruz por sus valiosas y excelentes observaciones en el trabajo escrito.

A todos mis compañeros y amigos del Centro de Estudios de las Energías Renovables: Luis González, Edgar González, Rodrigo Cota, Pedro Rosales y Adolfo Ruelas porque de distintas formas me apoyaron en la realización de este proyecto y alentaron a seguir adelante. Pero muy en especial, agradezco enormemente a mi compañero y gran amigo Gabriel Pando, por toda su ayuda, apoyo, consejos, paciencia, retroalimentación que fueron de gran ayuda para la culminación de este trabajo y sobre todo por su gran cariño.

A mis padres Ma. Guadalupe López y H. Fernando Nakasima por todo el amor que me brindan, por su apoyo incondicional y por creer en mí en todo momento. Te agradezco Papi por siempre sentirte orgulloso de mí, por ayudarme en mi proyecto en todos los sentidos. Muchas gracias Mami por la fe que siempre has tenido en mí, por tus oraciones y por las fuerzas que siempre me has transmitido en los momentos en que he dudado de mi capacidad.

A ti querida hermana Sukey Nakasima por ser mi pilar, mi cómplice. Por motivarme en emprender este proyecto con el cual he crecido en todos los sentidos, por escucharme, por su ayuda incondicional y sobre todo por sus sabios consejos. Por todo su amor, muchas gracias.

A mi novio, amigo y compañero de vida Mario Serrano por apoyarme en mi crecimiento profesional, por su paciencia y sentido del humor, por siempre recordarme que yo puedo, darme los ánimos para seguir adelante y repetirme que todo va a salir bien.

Al Instituto de Ingeniería de la UABC, en especial al Centro de Estudios de las Energías Renovables por el apoyo otorgado para la realización y culminación de este trabajo de investigación.

Por último pero no menos importante, agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo otorgado para la realización de mis estudios de doctorado y por el apoyo económico otorgado con clave CB-2011-01-167794.

RESUMEN

Con este proyecto, se busca satisfacer las necesidades económicas en cuanto a la energía eléctrica y térmica, aprovechando una de las fuentes de energía renovable más abundantes, como lo es la **biomasa**, obtenida de los desechos de diferentes sectores de la sociedad enfocada principalmente en el sector residencial.

Este proyecto permitirá implementar la tecnología necesaria para la autogeneración eléctrica en conjuntos habitacionales del municipio, resolviendo el problema dual que representan los residuos sólidos urbanos y los cargos por electricidad para servicios públicos. Además de realizar una investigación orientada a la gasificación de residuos sólidos urbanos.

Pero sin dejar de lado a nuestro planeta, también se buscan alternativas que disminuyan o eliminen los impactos ambientales negativos. Dicho proyecto, propone el desarrollo de tecnología para generar biogás a partir de los desechos orgánicos mediante un proceso de digestión anaeróbico. Enfocándonos solamente al municipio de Mexicali, Baja California, México, se tiene registrado 936,826 habitantes, lo que corresponde aproximadamente al 30% del total de la población del estado de Baja California (**INEGI, 2010**), los cuales han generado 294,243 toneladas diarias de residuos, del cual, el 58.3% es materia orgánica y que equivalen a 0.501 kilogramos por habitante por día (**INE-SEMARNAP, 1997; Ojeda-Benitez, 2005**). Tomando en cuenta que la producción de basura en Mexicali aumenta a una razón de 3.3% al año (**Ojeda-Benitez et al., 2000**), esto se ha convertido en un serio problema ambiental debido a la disposición final de dichos residuos en los rellenos sanitarios, incrementando la carga de materia orgánica y por consiguiente la generación excesiva de metano y su liberación directa a la atmósfera, lo que contribuye negativamente al llamado efecto invernadero. Al procesar correctamente los desechos orgánicos del sector residencial, se resuelve uno de los principales problemas ambientales que se tienen en la actualidad, de esta forma se convierte un problema en un área de oportunidad, avanzando hacia un desarrollo sustentable con tecnologías propias, las cuales una vez producidas a nivel comercial activarán la economía del país.

Actualmente, para satisfacer la demanda de energía eléctrica y térmica, se ha convertido en un problema crítico para algunas partes del país, debido al constante incremento de la demanda. Es por esto que el presente proyecto tiene como finalidad aportar una solución alternativa a la producción de energía eléctrica y térmica, mediante un proceso NO contaminante, eficiente y económicamente accesible, con la ayuda de un sistema de generación de biogás por medio de un proceso de digestión anaeróbica y que puede adaptarse a la generación de los residuos sólidos orgánicos en cuanto a su cantidad y composición de los mismos. Dicho proceso constituye una alternativa energética importante, ya que al procesar los desechos orgánicos, los convertirá en una fuente de energía renovable, proporcionando la energía térmica necesaria para satisfacer las necesidades de agua caliente y cocción, así como la energía eléctrica para el alumbrado del sector residencial. Se considera entonces, que ésta tecnología debe ser implementada debido a su alto potencial energético, fomentando el uso de fuentes renovables que NO causen daños al ambiente.

ABSTRACT

This project seeks to meet the economic needs in terms of electrical and thermal energy, taking advantage of renewable energy sources more abundant, as is the **biomass** obtained from waste from different sectors of society focused primarily on the residential sector.

This project will implement the necessary technology for power self-generation in the municipality housing complexes, solving the dual problem posed by urban solid waste and electricity charges for public services. In addition to performing a research oriented gasification of municipal solid waste.

But without neglecting our planet, alternatives that reduce or eliminate negative environmental impacts are also sought. This project proposes the development of technology to generate biogas from organic waste through an anaerobic digestion process. Focusing only the municipality of Mexicali, Baja California, Mexico, it has recorded 936.826 inhabitants, which corresponds to approximately 30% of the total population of the state of Baja California (INEGI, 2010), which have generated 294.243 tons of waste daily, of which 58.3% is organic matter equivalent to 0.501 kilograms per capita per day (INE-SEMARNAP, 1997; Ojeda-Benitez, 2005). Considering that the production of waste in Mexicali increases at a rate of 3.3% per year (Ojeda-Benitez et al., 2000), this has become a serious environmental problem due to the disposal of such waste in landfills, by increasing the load of organic matter and therefore excessive methane generation and direct release to the atmosphere, which contributes negatively to the greenhouse effect. To correctly process the organic waste from the residential sector, resolves one of the major environmental problems that have now, in this way it becomes a problem in an area of opportunity, advancing towards sustainable development with its own technologies, which one once produced commercially activate the economy.

En la actualidad, para satisfacer la demanda de energía eléctrica y térmica, se ha convertido en un tema crítico para algunas partes del país debido al aumento constante de la demanda. That is why this project aims to provide an alternative to the production of electricity and heat, using a clean, efficient and affordable process, with the help of a biogas generation system solution through a process of anaerobic digestion and can adapt to the generation of organic solid waste in respect of quantity and composition thereof. This process is an important alternative energy source, since processing organic waste, will become a source of renewable energy, providing heat energy required to meet the needs of hot water and cooking and electricity for lighting industry residential. It is considered therefore, that this technology should be implemented due to its high energy potential, encouraging the use of renewable sources that do not harm the environment.

CONTENIDO

	Página
RESUMEN.....	iv
Lista de figuras	x
Lista de tablas.....	xiv
Nomenclatura	xv
CAPÍTULO 1. Introducción	1
1.1 Problemática y justificación	2
1.2 Antecedentes	4
1.3 Objetivos.....	7
1.3.1 Objetivo general	7
1.3.2 Objetivos específicos	7
1.4 Metodología	8
1.5 Resultados esperados del proyecto	9
CAPÍTULO 2. Biomasa y su aprovechamiento como fuente de energía	11
2.1 Biomasa.....	13
2.1.1 Definición y clasificación de los residuos.....	13
2.1.2 Generación y composición de los residuos sólidos urbanos.....	14
2.1.3 Gestión de los residuos sólidos urbanos	15
2.2 Tratamiento de los residuos sólidos urbanos	17
2.2.1 Transformaciones físicas	17
2.2.2 Transformaciones químicas	17
2.2.3 Transformaciones biológicas.....	18

2.3	Proceso de digestión anaeróbica de los residuos sólidos orgánicos del sector residencial	20
2.3.1	Descripción general del proceso	20
2.3.2	Hidrólisis	20
2.3.3	Acidogénesis	21
2.3.4	Acetogénesis	22
2.3.5	Metanogénesis.....	22
2.4	Parámetros ambientales y operacionales del proceso	25
2.4.1	Composición de los residuos (Sólidos: totales, volátiles fijos, DQO, contenido de humedad)	25
2.4.2	Temperatura	25
2.4.3	Velocidad de carga orgánica.....	26
2.4.4	Nivel de pH	26
2.4.5	Relación Carbono/Nitrógeno (C/N).....	27
2.4.6	Tiempo de retención hidráulico	27
2.4.7	Factor de mezclado	28
2.4.8	Recirculación del efluente	29
2.5	Co-digestión anaeróbica	30
CAPÍTULO 3. Tecnologías de digestión anaeróbica		31
3.1	Antecedentes de las tecnologías de digestión anaeróbica	31
3.2	Descripción de las tecnologías.....	33
3.2.1	Características	33
3.2.2	Ventajas y desventajas	33
3.2.3	Aplicaciones.....	33
3.3	Biogás.....	42
3.3.1	Almacenamiento de biogás	43
3.3.2	Usos del biogás	44

3.3.3 Tratamiento del biogás en función de su uso	46
3.4 Subproducto estabilizado (bioabono)	47
CAPÍTULO 4. Estudio y diseño del digestor anaeróbico propuesto.....	48
4.1 Descripción general de la propuesta tecnológica	48
4.2 Dimensionamiento	50
4.2.1 Metodología de dimensionamiento del digestor bajo el modo de	52
funcionamiento CSTR.....	52
4.2.2 Metodología de dimensionamiento del digestor bajo el modo de	55
funcionamiento UASB.....	55
4.3 Estudio paramétrico	57
4.3.1 Comportamiento de las principales variables de diseño y	57
operación para un digestor CSTR.....	57
4.3.2 Comportamiento de las principales variables de diseño y	63
operación para un digestor UASB.....	63
CAPÍTULO 5. Construcción del sistema de digestión anaeróbica.....	73
5.1 Subsistema de preparación del sustrato	73
5.2 Subsistema de reacción biológica	74
5.3 Subsistema de recepción y almacenamiento del efluente tratado	80
5.4 Subsistema de calentamiento solar.....	81
5.5 Subsistema de control.....	83
CAPÍTULO 6. Estudio experimental	85
6.1 Métodos analíticos y pruebas preliminares	86
6.1.1 Caracterización de los residuos sólidos orgánicos	88

6.1.2	Pre-tratamiento de los residuos sólidos orgánicos	88
6.1.3	Temperatura	95
6.1.4	pH.....	96
6.1.5	Densidad.....	100
6.1.6	Porcentaje de humedad	103
6.1.7	Sólidos totales, volátiles y fijos.....	109
6.1.8	Porcentaje de sólidos volátiles totales.....	119
6.1.9	Porcentaje de cenizas.....	120
6.1.10	Demanda química de oxígeno	121
6.1.11	Relación C/N.....	129
6.1.12	Medición de la producción de biogás	155
6.1.13	Medición de la concentración de metano	157
6.2	Calibración de los instrumentos y equipos	159
6.2.1	Sensor de pH.....	159
6.2.2	Sensor de Oxígeno Disuelto (O ₂).....	162
6.2.3	Medidor de concentración de biogás.....	163
6.3	Pruebas de arranque y estabilización	165
6.4	Preparación del sustrato y alimentación al digestor.....	167
6.5	Corridas experimentales	172
6.5.1	Análisis e interpretación de los resultados	173
6.5.2	Conclusiones de los resultados experimentales.....	181
CONCLUSIONES		182
RECOMENDACIONES.....		183
REFERENCIAS		186

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1: Fases del proceso de digestión anaeróbico y poblaciones de microorganismos	24
Figura 2: Diagrama esquemático del digestor anaeróbico a escala piloto	49
Figura 3: Procedimiento para dimensionar un digestor CSTR	54
Figura 4: Procedimiento para dimensionar un digestor UASB	56
Figura 5: Influencia de la CRO sobre el comportamiento de las principales variables del sistema.....	58
Figura 6: Influencia de la CRO sobre el comportamiento del TRH	58
Figura 7: Influencia en la variación de concentración del residuo orgánico (FSVR) sobre el comportamiento de las principales variables del sistema.....	59
Figura 8: Influencia en la variación de concentración del sustrato (FSVS) sobre el comportamiento de las principales variables del sistema	60
Figura 9: Variación de la CRO y su efecto en el comportamiento de la producción de biogás estimada.....	61
Figura 10: Variación de la concentración del residuo (FSVR) y su efecto en el comportamiento de la producción de biogás estimada.....	61
Figura 11: Relación altura/diámetro (HT/DD) a volumen constante del digestor	62
Figura 12: Influencia de la CRO sobre el comportamiento de las principales variables del sistema.....	63
Figura 13: Influencia de la CRO sobre el comportamiento del VN, VL y VT del digestor.....	64
Figura 14: Influencia de la DQOR sobre el comportamiento de las principales variables del sistema	65
Figura 15: Influencia de la DQOR sobre el comportamiento del VN, VL y VT del digestor.....	65
Figura 16: Influencia de la DQOS sobre el comportamiento de las principales variables del sistema	67
Figura 17: Influencia de la DQOS sobre el comportamiento del VN, VL y VT del digestor.....	67
Figura 18: Influencia de la VCO sobre el diseño del digestor	68
Figura 19: Influencia de la VCO sobre la operación del digestor	69
Figura 20: Influencia de la Q sobre la operación del sistema sin recirculación del efluente.....	70
Figura 21: Variación de la CRO y su efecto en el comportamiento de la producción de biogás estimada.....	70
Figura 22: Variación de la DQOR y su efecto en el comportamiento de la producción de biogás estimada.....	71
Figura 23: Molino triturador (pre-tratamiento mecánico)	73
Figura 24: Tanque de mezclado (influyente)	73
Figura 25: Tanque de tratamiento de residuos (digestor anaeróbico)	74
Figura 26: Puntos de muestreo (análisis físico-químico del sustrato)	75
Figura 27: Distribución del sustrato en la parte interna del digestor	76
Figura 28: Agitador mecánico (hélices)	77
Figura 29: Purga de lodos anaeróbicos y entrada para sensores.....	77
Figura 30: Separador de líquido-biogás y manómetro.....	78

LISTA DE FIGURAS (cont.)

	Página
Figura 31. Componentes externos del digestor anaeróbico.....	79
Figura 32. Tanque de recepción y almacenamiento del agua tratada (efluente)	80
Figura 33. Serpentín de calentamiento.....	81
Figura 34. Subsistema de calentamiento solar y enfriamiento.....	82
Figura 35. Subsistema de control.....	83
Figura 36. Componentes del subsistema de control.....	83
Figura 37. Digestor anaeróbico con flexibilidad para operar como CSTR o UASB acoplado a un subsistema de calentamiento solar y a una torre de enfriamiento.....	84
Figura 38. Digestor anaeróbico a escala laboratorio	85
Figura 39. Desperdicios de comida (frutas y vegetales)	91
Figura 40. Desperdicios de comida (carne, cueros, huesos, pan, etc.)	91
Figura 41. Pre-tratamiento mecánico al residuo sólido orgánico (trituración)	92
Figura 42. Almacenamiento del residuo sólido orgánico	93
Figura 43. Pre-tratamiento térmico al residuo sólido orgánico (cocción)	94
Figura 44. Termómetro	95
Figura 45. Sensor de pH	96
Figura 46. Recipiente de muestreo	97
Figura 47. Soluciones buffer para calibración.....	97
Figura 48. Enjuagar electrodo	98
Figura 49. Calibración del sensor de pH	98
Figura 50. Cápsula con la muestra diluida (residuo orgánico)	99
Figura 51. Medición de pH de la muestra.....	99
Figura 52. Peso del recipiente vacío	101
Figura 53. Añadir muestra a un recipiente vacío con un volumen específico.....	101
Figura 54. Determinación de la densidad del residuo orgánico	102
Figura 55. Secar cápsula en el horno.....	104
Figura 56. Enfriar cápsula en desecador	104
Figura 57. Pesar cápsula vacía.....	105
Figura 58. Cápsula previamente preparada que contiene la muestra.....	105
Figura 59. Pesar la cápsula que contiene la muestra	106
Figura 60. Secado de la muestra en el horno.....	106
Figura 61. Enfriar cápsula que contiene la muestra seca en desecador	107
Figura 62. Pesar cápsula que contiene la muestra seca	107
Figura 63. Secar cápsula de porcelana vacía en mufla	110
Figura 64. Secar cápsula de porcelana vacía en horno.....	110
Figura 65. Enfriar cápsula de porcelana vacía en desecador	111
Figura 66. Pesar cápsula vacía y seca.....	111
Figura 67. Toma de muestra (residuo orgánico)	112
Figura 68. Secar la muestra (residuo orgánico) en horno.....	112
Figura 69. Enfriar y pesar cápsula que contiene la muestra seca.....	113
Figura 70. Incinerar la muestra seca en mufla.....	115
Figura 71. Bajar la temperatura a la muestra calcinada en horno.....	115
Figura 72. Enfriar la cápsula con muestra calcinada en desecante	116

LISTA DE FIGURAS (cont.)

	Página
Figura 73. Pesar cápsula con muestra calcinada	116
Figura 74. Toma y dilución de la muestra (residuo orgánico)	122
Figura 75. Homogenización de la muestra (residuo orgánico)	123
Figura 76. Verter, mezclar y tomar muestra (residuo orgánico)	123
Figura 77. Retirar tapa y añadir la muestra (residuo orgánico) al vial de digestión	124
Figura 78. Colocar tapa, enjuagar y secar el vial de digestión	124
Figura 79. Agitar y calentar el vial de digestión en el reactor DRB 200	125
Figura 80. Preparación de un “blanco” (vial de digestión)	126
Figura 81. Calentar viales de digestión en reactor DRB 200	126
Figura 82. Enfriar viales de digestión	127
Figura 83. Limpiar vial de digestión “blanco”	127
Figura 84. Calibrar a ZERO el colorímetro DR/890 con el vial de digestión “blanco”	128
Figura 85. Toma y dilución de la muestra (residuo orgánico)	130
Figura 86. Homogenización de la muestra (residuo orgánico)	131
Figura 87. Precalentamiento del reactor DRB 200	131
Figura 88. Toma de muestra homogenizada	132
Figura 89. Acidificar la muestra	132
Figura 90. Papel indicador de pH	133
Figura 91. Homogenización la muestra ácida	133
Figura 92. Viales de digestión ácida de alto rango (para muestra y “blanco”)	134
Figura 93. Añadir polvo de persulfato para carbono orgánico total	134
Figura 94. Añadir agua destilada y muestra preparada a viales de digestión	135
Figura 95. Agitar los viales	135
Figura 96. Enjuagar y secar ampollitas	136
Figura 97. Introducir ampollitas dentro de cada vial de digestión ácida	136
Figura 98. Calentar y digerir viales (“blanco” y muestra)	137
Figura 99. Enfriar viales digeridos (“blanco” y muestra)	137
Figura 100. Limpiar vial de digestión “blanco”	138
Figura 101. Calibrar a ZERO el colorímetro DR/890 con el vial de digestión “blanco”	138
Figura 102. Precalentamiento del reactor DRB 200	140
Figura 103. Etiquetar viales de digestión (“blanco” y muestra)	141
Figura 104. Preparación del vial de digestión “blanco” con reactivo en polvo	141
Figura 105. Preparación del vial de digestión “blanco” con agua desionizada	142
Figura 106. Agitar el vial de digestión “blanco”	142
Figura 107. Preparación del vial de digestión “muestra/residuo” con reactivo en polvo	143
Figura 108. Preparación del vial de digestión “muestra/residuo” con muestra homogenizada	143
Figura 109. Calentar y digerir viales (“blanco” y muestra)	144
Figura 110. Enfriar viales (“blanco” y muestra)	144
Figura 111. Programar colorímetro DR/890	145

LISTA DE FIGURAS (cont.)

	Página
Figura 112. Añadir reactivo de nitrógeno total A, a los viales digeridos “blanco” y muestra	145
Figura 113. Programar tiempo de reacción 1	146
Figura 114. Añadir reactivo de nitrógeno total B, a los viales digeridos “blanco” y muestra	146
Figura 115. Programar tiempo de reacción 2	147
Figura 116. Viales con reactivo de nitrógeno total C	147
Figura 117. Preparación de viales con reactivo de nitrógeno total C	148
Figura 118. Agitar vial de digestión “blanco” y muestra	148
Figura 119. Programar tiempo de reacción 3	149
Figura 120. Limpiar vial de digestión (reactivo de nitrógeno total C) “blanco”	149
Figura 121. Calibrar a ZERO el colorímetro DR/890 con el vial de digestión “blanco”	150
Figura 122. Sistema de medición de biogás por desplazamiento de agua	156
Figura 123. Medidor de flujo de biogás digital	157
Figura 124. Equipo de medición de concentración de biogás.....	158
Figura 125. Pantalla LCD (lectura de mediciones de concentración de gas)	158
Figura 126. Calibración de sensores (pH y O ₂) del digestor a escala laboratorio	160
Figura 127. Sensor de pH/Temperatura con nano-suspensión.....	160
Figura 128. Calibración del sensor pH del digestor a escala piloto.....	161
Figura 129. Sensor pH S17-PT100 y transmisor T23	161
Figura 130. Sensor oxígeno disuelto (O ₂)	162
Figura 131. Bolsa “Tedlar” de almacenamiento de biogás.....	163
Figura 132. Calibración y medición del sistema de medición de concentración de biogás.....	164
Figura 133. Monitoreo del comportamiento del pH y temperatura del inóculo	166
Figura 134. Comportamiento del pH y temperatura durante la alimentación al digestor con el RSO 1 a diferentes concentraciones.....	178
Figura 135. Comportamiento del % de degradación de los ST, SVT y DQO durante la alimentación al digestor con el RSO 1 a diferentes concentraciones.....	178
Figura 136. Comportamiento del pH y temperatura durante la alimentación al digestor con diferentes residuos sólidos orgánicos a una misma concentración de SV.....	179
Figura 137. Comportamiento del % degradación de los ST, SVT y DQO durante la alimentación al digestor con diferentes tipos de residuos sólidos orgánicos a una concentración del 5% SV	179
Figura 138. Producción de biogás y % de CH ₄ durante la alimentación al digestor con diferentes tipos de residuos sólidos orgánicos a diferentes concentraciones del sustrato	180
Figura 139. Arreglo ortogonal para un digestor tipo mezcla completa (CSTR)	184
Figura 140. Arreglo ortogonal para un digestor tipo flujo ascendente (UASB)	185

LISTA DE TABLAS

Página

Tabla 1: Digestores anaeróbicos de primera generación.....	33
Tabla 2: Digestores anaeróbicos de segunda generación	37
Tabla 3: Digestores anaeróbicos de tercera generación.....	40
Tabla 4: Características generales del biogás	42
Tabla 5. Producción de biogás para diferentes residuos sólidos orgánicos mediante el proceso de digestión anaeróbica	43
Tabla 6. Resumen del diseño y operación del digestor anaeróbico con flexibilidad para operar como CSTR o UASB	72
Tabla 7. Métodos analíticos para cada uno de los principales parámetros operativos	87
Tabla 8. Resultados de los análisis físico-químicos del residuo sólido orgánico recolectado en un período de 3 semanas consecutivas	152
Tabla 9. Resultados de los análisis físico-químicos del lodo anaeróbico estabilizado (inóculo)	154
Tabla 10. Resultados del monitoreo del lodo anaeróbico estabilizado (inóculo)	165
Tabla 11. Resultados obtenidos en la degradación de los residuos sólidos orgánicos a diferentes concentraciones del sustrato	175

NOMENCLATURA

Símbolo	Definición	Unidades
RSO	Residuos sólidos orgánicos	-
DA	Digestión anaeróbica	-
UASB	Manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente	-
CSTR	Reactor de mezcla completa	-
SV	Sólidos volátiles	-
C/N	Relación carbono/nitrógeno	-
DQO	Demanda química de oxígeno	-
CRO	Cantidad de residuo orgánico	kg/d
DRO	Densidad del residuo orgánico	kg/m ³
DH ₂ O	Densidad del agua	kg/m ³
CH ₂ O	Cantidad de agua para la preparación del sustrato	kg/d
Q	Flujo volumétrico	m ³ /d
VCO	Velocidad de carga orgánica	kg SV/m ³ · d o kg DQO/m ³ · d
VCOR	Velocidad de carga orgánica requerida	kg SV/m ³ · d
TRH	Tiempo de retención hidráulico	días u horas
VT	Volumen total del digestor	m ³
VL	Volumen ocupado por el líquido total en el digestor	m ³
VN	Volumen del líquido nominal de tratamiento efectivo en el digestor	m ³
VG	Volumen ocupado por el gas en el digestor	m ³
DD	Diámetro del digestor	m
HT	Altura total del digestor	m
HL	Altura ocupada por el líquido total en el digestor	m
HG	Altura ocupada por el gas en el digestor	m
VTM	Volumen total del tanque de mezclado	m ³
DTM	Diámetro del tanque de mezclado	m
HTM	Altura total del tanque de mezclado	m
FC _{CH4}	Fracción de concentración del metano	adimensional
DCH ₄	Densidad del metano	g/L
CE _{CH4}	Contenido energético del metano	kJ/g
F _{BIOGÁS}	Factor de producción de biogás	m ³ /kg SV
P _{BIOGÁS}	Producción de biogás	m ³ /d
PCH ₄	Producción de metano	m ³ /d
VAB	Volumen de almacenamiento de biogás	m ³
P _{ENER}	Producción de energía	kWh/d
FSVR	Fracción de sólidos volátiles en el residuo	adimensional
FSVS	Fracción de sólidos volátiles en el sustrato	adimensional
CMOVR	Cantidad de materia orgánica volátil en el residuo	kg SV/d
CSV	Concentración de sólidos volátiles en el sustrato	kg SV/m ³
DQOR	Demanda química de oxígeno en el residuo	kg DQO/m ³
DQOS	Demanda química de oxígeno en el sustrato	kg DQO/m ³
E	Factor de efectividad proporcional al volumen nominal del digestor	adimensional
V	Velocidad de flujo ascensional	m/h
A	Área transversal del digestor	m ²
FG	Factor de recolección de gas	adimensional
FDQO _{DEG}	Fracción de demanda química de oxígeno degradada	adimensional
DQO _{DEG}	Demanda química de oxígeno degradada	kg DQO/d
FCH ₄ _{GEN}	Factor de metano generado	m ³ /kg DQO

CAPÍTULO 1. Introducción

La energía se considera un insumo vital para el desarrollo de cualquier comunidad, pero cuando se habla de energía se está abarcando aspectos tales como: uso y abuso, fuente de abastecimiento, contaminación generada por la misma, peligro para la comunidad en casos de accidentes, etc.

Por otro lado, al hablar de medio ambiente se deben mencionar la generación de residuos, en todos los estados físicos (sólidos, líquidos y gaseosos) y el daño que causa en la sociedad, tanto su presencia, como los productos de su descomposición o los gastos generados por su disposición adecuada.

La alta generación y acumulación de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales, constituye un motivo de preocupación debido a los graves problemas de salud y ambientales que acarrea el ineficiente manejo de los mismos. Sin embargo, la valorización (compostaje, lombricultura, digestión anaeróbica, etc.) de la fracción orgánica de estos residuos, puede contribuir a reducir este tipo de problemas.

Actualmente, existen opciones tecnológicas que convierten estos problemas en un área de oportunidad al aprovechar el alto potencial que tienen para ser utilizados como fuente de energía. Entre los tratamientos biológicos, la degradación de residuos orgánicos por digestión anaeróbica (DA), usualmente es considerada el proceso más adecuado debido a la alta recuperación de energía en forma de biogás recuperando el metano para la generación de energía eléctrica y/o térmica, obteniendo un subproducto digerido similar al fertilizante orgánico que sirve como mejorador de suelo y sobre todo por su limitado impacto ambiental.

1.1 Problemática y justificación

Actualmente, y sobre todo en los países desarrollados, es donde existe el mayor índice de consumo y por tanto el de mayor producción de residuos, debido al rápido crecimiento de población. Los hábitos de nuestra sociedad corresponden a lo que llamamos: “la sociedad de consumo”. Es decir, a mayores ingresos económicos, mayor poder adquisitivo, mayor consumo, y por tanto, mayor cantidad de residuos.

En vista de esta situación, existe una preocupación creciente por disminuir las cantidades de residuos que se generan. Ya que éstos traen como consecuencia graves problemas sobre todo para el medio ambiente. A esta situación debemos unir el agotamiento de los recursos naturales no renovables (carbón, petróleo y gas natural), que puede conducir a una escasez de muchos de ellos a mediano o corto plazo.

Por lo tanto, deben ser estudiados, analizados y transformados, los residuos originados por nuestro modo de vida, en la medida que sea posible, lo que permitiría una disminución de los daños sobre el medio ambiente y su consideración como recursos. No olvidemos que en este empeño está también el mantenimiento de nuestra calidad de vida y nuestra salud.

Si reconocemos que nuestro mundo es finito, y que si lo seguimos contaminando de tal manera, será difícil rectificarlo en el futuro, de la misma forma el manejo de los residuos sólidos. En este caso el objetivo principal es minimizar los efectos adversos al ambiente ocasionados por la disposición indiscriminada de los residuos sólidos.

Pues bien, en nuestros días el modelo de explotación insostenible de los recursos naturales que caracterizó a las primeras etapas del desarrollo industrial ha empezado a entrar en crisis. Problemas tales como:

- ✓ El agujero en la capa de ozono
- ✓ El calentamiento global
- ✓ La destrucción de los bosques primarios
- ✓ La desaparición de la biodiversidad

Todo esto, evidencian una crisis de dimensiones planetarias. Ya que se empiezan a observar los primeros síntomas claros de agotamiento en los ecosistemas y las consecuencias de todo tipo que de ello se derivarán para la humanidad.

Los residuos sólidos urbanos (RSU) constituyen uno de los más serios e importantes problemas que tienen las autoridades locales, tanto corporaciones municipales como diputaciones, encargados de la recogida y tratamiento de los mismos. Una mala gestión/administración/manejo de estos, genera graves problemas de contaminación en los suelos, las aguas y la atmósfera.

Se está incrementando el uso de la incineración como medio aplicado a estos materiales, pero por evidentes razones económicas y ambientales este método no resulta adecuado. Este implica la destrucción de sustancias tales como el papel, plásticos y materia orgánica en general, que podrían ser perfectamente aprovechables.

Conociendo entonces, todos los efectos negativos que puede acarrear la mala gestión de los residuos sólidos orgánicos del sector residencial, se busca una solución como alternativa para el buen aprovechamiento de dichos residuos sin tener impactos negativos al medio ambiente y a la salud humana. Una de las soluciones que se proponen es hacer uso de la tecnología, en este caso, procesar la materia orgánica mediante el proceso de digestión anaeróbica (proceso que se da en ausencia de oxígeno).

Las ventajas de hacer uso de la digestión anaeróbica, es que se pueden disminuir altamente las cargas de residuos orgánicos que van a dar a los rellenos sanitarios sin ser aprovechados y por consiguiente siendo un foco de contaminación. Otra ventaja, es que en la parte económica, se lograría producir biogás para uso térmico, y sobre todo para generación de energía eléctrica.

Esta última, es de suma importancia en nuestra ciudad Mexicali, Baja California ya que se reducirían los altos costos de facturación de electricidad que son mayormente generados en la temporada de calor para satisfacer las necesidades climatológicas, y que mejor que produciendo tu propia energía eléctrica, con la materia prima que se produce en el mismo hogar (residuos orgánicos).

Por todo lo ya descrito anteriormente, se puede deducir que el proceso de digestión anaeróbica se presenta como el método más ventajoso para procesar los residuos orgánicos, como fuente de energía renovable.

1.2 Antecedentes

En 1808, Humpry Dhabí produce gas metano (principal componente del biogás) en un laboratorio. Se toma este acontecimiento como el inicio de la investigación en biogás (**Mandujano et al., 1981**).

El gas natural, que en su mayor composición es metano, fue utilizado por los pueblos chinos y persas hace miles de años como generador de temperatura. Pero pasaron muchos años hasta que se dieran cuenta que el metano no solo se encontraba en el gas natural fósil, sino que se producía constantemente (**Stronach, et al., 1986**).

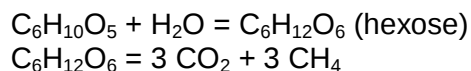
La evidencia anecdótica indica que el biogás fue utilizado para calentar agua de baños en Asiria durante el siglo 10° A. C. y en Persia durante el siglo 16°. Hasta el siglo 17° Jan Baptista Van Helmont fue el primero en determinar que se pueden formar gases inflamables de la materia orgánica en descomposición (**Lusk, 1998**) y el denominado “gas de los pantanos”; en el año 1776 el científico italiano Volta por medio de la experimentación descubrió que el principal compuesto del gas natural era metano. En 1821, Avogadro identificó el gas metano CH_4 . Hasta este entonces no se habían hecho estudios sobre la digestión anaeróbica hasta 1850 (**Rezende, 2006**) observó una vara en forma de vidrio que era capaz de eliminar los muros estructurales de todo el almidón de cereales en una patata. Después de esta observación sugiere que los microorganismos podrían ser la causa de la desaparición de la celulosa en la naturaleza.

En 1856 Reiset encontró metano siendo liberado de la descomposición de pilas de estiércol y base a esto, propone el estudio de estos gases esperando que le arrojará luz sobre las reacciones por las que la naturaleza elimina su materia orgánica muerta (**Reiset, 1856**).

En 1875, Popoff publicó un clásico en Microbiología de celulosa. Ha investigado las causas naturales de la evolución de metano en el fondo de los estanques, así como la descomposición anaeróbica de papel, patatas, heno, goma árabe, glucosa, ciertas sales de ácidos grasos y muchos otros productos. También encontró que 40°C , es la temperatura óptima para la producción del gas. El mostró su biogás después de un período de dos meses, en una proporción 1:1 de $\text{CO}_2:\text{CH}_4$, que afirmó que esa proporción es característica de la fermentación anaeróbica de celulosa (**Barker, 1956**).

En 1880, Prazmowski anunció el hallazgo de dos bacterias anaerobias, *Clostridium polymyxa* y *Vibrio rugula*, que fueron capaces de fermentar celulosa de CO_2 y H_2 (**Lusk, 1998**).

En los años de **1889 a 1889**, **Hoppe-Seyler** publicó una serie de documentos describiendo lo siguiente: colocó 25,773 gramos de puro papel de filtro en una botella, inoculados con una pequeña cantidad de limos y casi lleno de agua. La botella fue cerrada y el gas desprendido se recogió. Después de un período de cuatro años se encontró que se había formado a partir de los 15 gramos de papel de filtro que había desaparecido, 3,281 centímetros cúbicos de CO_2 y 2,571 cc de CH_4 , de estos datos se llegó a la conclusión de que las dos siguientes reacciones deben representar el mecanismo del metano y tipo de descomposición:



En 1884, Pasteur investigó sobre el biogás de los residuos animales. Propuso la utilización de los residuos de caballos con la finalidad de producir biogás para el alumbrado público (**Payne, 1988**).

En 1890, Van Senus fue el primero en atribuir la descomposición de la celulosa y materiales celulósicos a la actividad conjunta de los organismos. También fue de la opinión de que los principales productos finales fueron H_2 - CO_2 y ácido acético, y que de ellos el CH_4 se formó de la interacción del H_2 y el ácido acético para dar acetaldehído, luego el alcohol, y por último, CH_4 (**Harmsen, 1946**).

La primera planta de biodigestión fue construida en una colonia de leprosos, en Bombay, India en 1859 (**Demirbas, 2009**). En el año 1887, el científico Hoppe-Seyler pudo comprobar la formación de metano a partir del ión acetato. La misma observación hizo Omelianski en 1886 con estiércol de vacas y en 1888 Gayon obtuvo gas al mezclar estiércol y agua, a una temperatura de 35 °C y en el año 1890 se construye el primer biodigestor a escala real en la India (**Lusk, 1998**).

Entre los años de 1895 y 1896 en Exeter, Inglaterra, las lámparas de alumbrado público eran alimentadas por el gas recolectado de los digestores diseñados cuidadosamente; que fermentaban los lodos cloacales de la ciudad (**Heukelekian, 1958**).

Soehngen descubrió en 1906 la formación de metano a partir de hidrógeno y dióxido de carbono. A su vez, describió los primeros dos organismos que participaban en la formación de metano. Uno de los países que más interés ha mostrado en la tecnología de digestión anaeróbica es Alemania. En 1906, se instala en Alemania la primera planta de tratamiento anaeróbico para aguas residuales. En 1913, se diseña el primer digestor anaeróbico que facilitó la calefacción (**Balat, 2008**). En 1920, Imhoff puso en práctica el primer biodigestor en Alemania, este consistía en un estanque hermético, el cual era alimentado con material fermentable para la obtención de biogás. Y en ese mismo año, se instala en Alemania la primera planta de aguas residuales para alimentar a la recogida de biogás dentro del sistema de suministro público de gas (**Imhoff and Fair, 1956**).

Tras las guerras mundiales comienza a difundirse en Europa, China e India que se transforman en líderes en la materia. Las llamadas fábricas productoras de biogás cuyo producto se empleaba en el funcionamiento de las propias plantas tratadoras, tractores, automóviles de la época y en algunas ciudades lo llegaron a inyectar en la red de gas comunal. En todo el mundo se difundieron los denominados tanques Imhoff para el tratamiento de aguas cloacales colectivas.

Después de la Segunda Guerra Mundial se construyeron cerca de 40 biodigestores, pero su desarrollo se frenó por los bajos precios de los combustibles fósiles. La siguiente ola de construcción de biodigestores se produjo en los años 70 por la crisis del petróleo. Pero por problemas técnicos, baja producción de gas, alta inversión y por lo tanto baja rentabilidad, este desarrollo se frenó bruscamente a fines de los años 80.

La historia de la exploración y utilización del biogás en China cubre un periodo de más de 50 años. Las primeras plantas de biogás fueron construidas en la década de los 40 por familias prósperas. Desde el año 1970, la investigación y tecnología del biogás se ha venido desarrollando a pasos agigantados y esta tecnología la ha promovido con singular vigor el gobierno chino. En las áreas rurales, más de 5 millones de pequeños digestores se han construido y actualmente más de 20 millones de personas usan biogás como combustible. En la India, el desarrollo de plantas de biogás para las viviendas rurales empezó en la década de los 50. Un incremento acelerado en el número de plantas de biogás se registró en los '70 (crisis energética del '73) a través de un fuerte apoyo gubernamental. Así más de un millón de plantas de biogás existen en la India (**Barahona, 2013**).

Los últimos 20 años han sido fructíferos en cuanto a descubrimientos sobre el funcionamiento del proceso microbiológico y bioquímico gracias al nuevo material de laboratorio que permitió el estudio de los microorganismos intervinientes en condiciones anaeróbicas (ausencia de oxígeno). Estos progresos en la comprensión del proceso microbiológico han estado acompañados por importantes logros de la investigación aplicada obteniéndose grandes avances en el campo tecnológico.

La mayor parte de los datos disponibles sobre las plantas de biogás se relacionan originalmente con el diseño de dos digestores de concreto, los modelos tipo chino (campana flotante) y tipo hindú (domo fijo); que son solo pequeñas evoluciones de los sistemas tradicionales (**Demirbas, 2009**).

Con la nueva legislación eléctrica del año 1991 en Alemania, los agricultores que producían electricidad recibieron un pago por kWh producido y entregado a las empresas de distribución, lo cual produjo una segunda ola de construcción de biodigestores que aún no termina. Una nueva ley de energía renovable mejora en un 30% el precio de compra a los pequeños productores. Además, se está considerando un nuevo aumento del precio por el cierre paulatino de las plantas nucleares. Este proceso comienza el año 2002 con el cierre de dos reactores en Alemania y termina con el cierre total de los reactores para el año 2030 en toda Europa (**Hohlfeld and Sasse, 1986**).

Los países generadores de tecnología más importantes en la actualidad son: China, India, Alemania, Brasil, Holanda, Francia, Gran Bretaña, Suiza, Italia, EE.UU., y Filipinas.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

El objetivo general de este proyecto, es proponer, diseñar, construir y comprobar experimentalmente un sistema de generación de biogás mediante un proceso de digestión anaeróbica y que sea capaz de ser implementado en diferentes sectores de la sociedad. Con la utilización de este proceso, se busca generar energía eléctrica y térmica sustentable, para su posterior distribución, con un impacto ambiental mínimo y a un costo que le permita competir en el mercado.

1.3.2 Objetivos específicos

a) Investigar acerca de lo último que se ha hecho en cuanto a la generación de energía a partir de los residuos sólidos orgánicos del sector residencial, apoyándonos de bibliografía del estado del arte, con el fin de proponer una nueva tecnología y/o mejora de la ya existente, para resolver el problema ambiental provocado por dichos residuos.

b) Cuantificar los residuos sólidos orgánicos del sector residencial, particularmente los generados en nuestro municipio Mexicali, B.C., para conocer la disponibilidad del recurso (biomasa) y así conocer también la demanda de biogás requerida.

c) Investigar el tratamiento adecuado que se necesita aplicar a la materia prima, para mantenerla en un ambiente apropiado, con el fin de aprovechar al máximo su potencial energético.

d) Desarrollar un equipo comercial económico y de fácil instalación, operación y mantenimiento.

e) Realizar un estudio técnico para comprobar si el diseño, construcción y funcionamiento de la planta generadora de biogás es factible.

1.4 Metodología

La metodología a seguir en el desarrollo de este proyecto, consiste en un conjunto de etapas básicas las cuales se describen a continuación:

- Recopilación, procesamiento y análisis de la información bibliográfica.
- Determinar el estado del arte de la tecnología de digestión anaeróbica.
- Estudio de la disponibilidad del recurso (biomasa).
- Generación de la propuesta tecnológica.
- Desarrollo de un simulador y dimensionamiento para el diseño de digestores anaeróbicos.
- Estudio paramétrico teórico del proceso de producción de biogás.
- Diseño de los componentes del sistema.
- Construcción e instalación de la planta piloto.
- Pruebas de arranque y estabilización.
- Estudio experimental del equipo de digestión anaeróbica.
- Validación de los resultados en base a los datos teóricos de simulación.
- Corrección del diseño utilizando los datos experimentales.

1.5 Resultados esperados del proyecto

Desarrollo de una tecnología sustentable para la producción de un biocombustible (biogás) que pueda ser implementada en los diferentes sectores de la sociedad, para resolver el problema ambiental provocado por los residuos sólidos orgánicos y obtener un biogás que pueda satisfacer completa o parcialmente las necesidades eléctricas y/o térmicas.

Realizar un estudio técnico económico que permita proponer un programa de implementación masiva en las zonas del estado con mayor disponibilidad del recurso (biomasa) y donde se tenga la mayor demanda de energía, planteando diferentes estrategias de apoyo para la consolidación de la tecnología y que a su vez se traduzca en beneficios para la sociedad.

Creación de un prototipo experimental patentable, que se convierta en proyecto demostrativo para que nos permita catalizar la transferencia de tecnología.

Asimilar el estado de la técnica y producir conocimiento práctico que nos permita generar tecnología propia para resolver nuestros problemas y activar nuestra economía, porque un país que le apueste a las tecnologías renovables es el país del futuro; porque se prepara para la extinción de los combustibles fósiles.

Publicar al menos dos artículos científicos en revistas internacionales y fortalecer la infraestructura del Centro de Estudios de las Energías Renovables del Instituto de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Baja California.

Impacto Científico:

Se generará conocimiento científico novedoso en los procesos de digestión anaeróbica, que nos permitan mejorar el desempeño de la unidad de producción de biogás. Con el estudio de los fenómenos de transferencia de masa y calor se definirán las mejores condiciones de operación, para reducir el tiempo de retención hidráulico, la maximización de producción de biogás por unidad de materia orgánica. Determinar las correlaciones experimentales para diferentes geometrías de interés, que nos permita diseñar con más certidumbre las futuras plantas de generación de biogás.

Impacto Tecnológico:

Se desarrollará una tecnología patentable, en el sentido que incorpore elementos que la hagan más eficiente y barata, para atacar el mercado de baja y alta capacidad de generación de biogás. Se mejorará el diseño del digestor, se buscará utilizar unidades más compactas, se implementará un sistema de calentamiento con tubos de calor, se utilizará la energía solar como fuente de calentamiento para acelerar las reacciones biológicas, entre otras posibles mejoras.

Impacto social:

El impacto social puede ser muy importante, ya que si por medio de un programa de apoyo estatal o federal, se realiza una implementación masiva del desarrollo tecnológico del proyecto, en los lugares alejados de la red eléctrica o en las zonas urbanas con familias de escasos recursos, puede elevar la calidad de vida de las familias o ayudar a no pagar altas cantidades por la facturación eléctrica y gas LP, principalmente en verano, que es cuando consumen mucha energía al utilizar las unidades de aire acondicionado (hay unidades de aire acondicionado que pueden ser operadas con biogás). Con la creación de las nuevas compañías que fabricarán estas unidades se tendrán más fuentes de empleo, lo cual se traduce en un beneficio social.

Impacto Económico

El impacto del desarrollo tecnológico de producción de biogás con fuentes renovables de energía (biomasa), se puede ver reflejado directamente en la economía de las familias, cuando se pague menos por la facturación eléctrica o gas LP o una vez que se crean las empresas que fabricarán y comercializarán el producto o unidades de generación de biogás del proyecto, se activará la economía del estado, con todos los beneficios que eso trae consigo. Al generar energía eléctrica o térmica con biogás más barata para las empresas, esto aumenta el margen de utilidad de las mismas, lo cual mejora su competitividad y economía. Al manejar el autoabastecimiento y la generación distribuida, el sector eléctrico (CFE) tendrá que hacer menos inversiones en capacidad instalada y se permitirá tener una mayor capacidad de generación de reserva, alejándonos del colapso energético.

Impacto Ambiental

Desde el punto de vista ambiental, con el uso del biogás se estaría satisfaciendo la demanda de energía eléctrica y térmica sin dañar el ambiente, de una manera ecológica y sustentable, disminuyendo las emisiones que se producen en los procesos actuales de generación eléctrica y térmica, que provocan el cambio climático, además por medio del tratamiento anaeróbico se va a eliminar el problema ambiental de los desechos orgánicos en los rellenos sanitarios, que producen metano en forma natural liberándose a la atmósfera, considerando que éste tiene 21 veces más efecto invernadero que el CO₂, además de otros problemas ambientales que se minimizarían.

CAPÍTULO 2. Biomasa y su aprovechamiento como fuente de energía

Las energías renovables representan una alternativa económica y ambiental factible para abastecimiento de energía, el nivel de industrialización que tiene lugar en la sociedad actual, cada vez más elevado y complejo, ha desembocado en el desarrollo y aplicación de nuevas tecnologías alternas que nos brindan la posibilidad de crear energía con cero o un mínimo de emisiones de contaminantes o de gases de efecto invernadero, sin impactar al medio ambiente, haciendo uso de los recursos que la naturaleza nos brinda.

Resulta de suma importancia hacer uso de las energías renovables para tener una menor o nula dependencia de los combustibles fósiles (carbón, petróleo y gas natural), ya que la mayor parte de la industria y el transporte en la actualidad dependen de ello y la urgencia es debido a que estos son fuentes de energía no renovables, esto es, se agotan a un ritmo muy superior al que se han formado.

Por otra parte, las energías renovables, que son energías que se producen de forma continua y son inagotables a escala humana, no consumen recursos finitos y causan menos impactos en medios ambientales que los combustibles tradicionales.

La era industrial ha provocado el desgaste de nuestros recursos fósiles, los cuales sabemos que no son renovables, han incrementado la contaminación por las emisiones de gases de efecto invernadero de forma descontrolada y en consecuencia a ello cambios climáticos que cada vez se presentan con más fuerza y son devastadores, es por ello la necesidad de crear fuentes alternas de energía y sacar el máximo aprovechamiento de ellas.

El hombre ha hecho uso de estas energías renovables casi desde el principio de la humanidad, cuando las alternativas energéticas eran escasas, alguna de ellas son:

- **Energía Hidráulica:** Utilizada en las antiguas civilizaciones, aprovechando los torrentes de los ríos primero para mover los molinos, y en la actualidad para poner en funcionamiento turbinas que hacen funcionar generadores eléctricos, con lo que los saltos de agua dan lugar a electricidad.
- **Energía Solar:** Aprovechada ampliamente a través de las placas solares, transformándose en calor (energía térmica) o generando electricidad (energía fotovoltaica).
- **Energía eólica:** Dada por el viento, se utiliza también para generar electricidad, y ya es común observar los paisajes llenos de molinos de viento actualizados que, gracias a la fuerza de su empuje, hacen funcionar centrales eléctricas para uso de grandes comunidades de habitantes.
- **Biomasa:** Se producen a partir de materia orgánica y se renuevan por sí mismas. Éstas se utilizan directamente como combustible, como la madera, o bien como biogás o bio-etanol.

Actualmente, las energías renovables representan el 20% del consumo de electricidad en el mundo y dentro de este porcentaje, la energía más utilizada es la hidráulica. El resto del aprovechamiento de las energías anteriormente fluctúa en; 5.5% la biomasa, 1.5% la geotérmica, 0.5 la solar y la eólica respectivamente. La mayor parte de esta energía se utiliza para generar electricidad, y el resto para calefacción, climatización y transporte.

En el estado de Baja California, se posee un enorme potencial del recurso solar, eólico, hidroeléctrico, geotérmico y biomasa principalmente, para que se aprovechen y desarrollen proyectos tecnológicos basados en energía alterna o renovable, con esto se lograría una menor dependencia de los hidrocarburos así como también la disminución de emisiones de CO₂, a su vez, se activaría la economía del país trayendo consigo numerosos beneficios para la sociedad en general.

2.1 Biomasa

La Biomasa es toda la materia orgánica que proviene de árboles, plantas y desechos de animales que pueden ser convertidos en energía o las provenientes de la agricultura (residuos de maíz, café, arroz, macadamia), del aserradero (podas, ramas, aserrín, cortezas) y de los residuos urbanos (aguas negras, basura orgánica y otros). Esta es la fuente de energía renovable más antigua conocida por el ser humano, pues ha sido usada desde que nuestros ancestros descubrieron el secreto del fuego.

Se considera que la biomasa es una fuente renovable de energía porque su valor proviene del Sol. A través del proceso de fotosíntesis, la clorofila de las plantas captura su energía, y convierte el dióxido de carbono (CO_2) del aire y el agua del suelo en carbohidratos, para formar la materia orgánica.

Desde la prehistoria, la forma más común de utilizar la energía de la biomasa ha sido por medio de la combustión directa: quemándola en hogueras a cielo abierto, en hornos y cocinas artesanales e incluso en calderas; convirtiéndola en calor para suplir las necesidades de calefacción, cocción de alimentos, producción de vapor y generación de electricidad.

Los recursos biomásicos incluyen cualquier fuente de materia orgánica, como desechos agrícolas y forestales, plantas acuáticas, desechos animales y basura urbana. Su disponibilidad varía de región a región, de acuerdo con el clima, el tipo de suelo, la geografía, la densidad de la población, las actividades productivas, etc; por eso, los correspondientes aspectos de infraestructura, manejo y recolección del material deben adaptarse a las condiciones específicas del proceso en el que se deseen explotar.

El uso apropiado de la biomasa ofrece una alternativa para reducir los costos de operación por concepto de insumos energéticos; además, es una solución para los problemas higiénico-ambientales que, en muchos casos, presentan los desechos orgánicos.

2.1.1 Definición y clasificación de los residuos

Las fuentes de biomasa que pueden ser usadas para la producción de energía cubren un amplio rango de materiales y fuentes: los residuos de la industria forestal y la agricultura, los desechos urbanos y las plantaciones energéticas, enfocados hacia la sustitución de combustibles fósiles. Cabe mencionar que este proyecto está delimitado a crear energía a partir de los “residuos sólidos orgánicos del sector residencial”.

A continuación, se muestra la definición y clasificación de los residuos:

- **Residuos forestales:** Importante fuente de biomasa, poco explotada, la mayoría de los desechos de aserrío son aprovechados para generación de calor, en sistemas de combustión directa; en algunas industrias se utilizan para la generación de vapor. Los desechos de campo, en algunos casos, son usados como fuente de energía por comunidades aledañas, pero la mayor parte no es aprovechada por el alto costo del transporte.
- **Residuos agrícolas:** La agricultura genera cantidades considerables de desechos (rastros): se estima que, en cuanto a desechos de campo, el porcentaje es más del 60%, y en desechos de proceso, entre 20% y 40%. Las granjas producen un elevado volumen de “residuos húmedos” en forma de estiércol de animales. La forma común de tratar estos residuos es esparciéndolos en los campos de cultivo, con el doble interés de disponer de ellos y obtener beneficio de su valor nutritivo. Esta práctica puede provocar una sobre fertilización de los suelos y la contaminación de las cuencas hidrográficas.
- **Residuos Industriales:** La industria alimenticia genera una gran cantidad de residuos y subproductos, que pueden ser usados como fuentes de energía, los provenientes de todo tipo de carnes (avícola, vacuna, porcina) y vegetales (cáscaras, pulpa) cuyo tratamiento como desechos representan un costo considerable para la industria. Estos residuos son sólidos y líquidos con un alto contenido de azúcares y carbohidratos, los cuales pueden ser convertidos en combustibles gaseosos.
- **Residuos Urbanos:** Los generados por actividades de consumo, los centros urbanos generan una gran cantidad de biomasa en muchas formas, por ejemplo; residuos alimenticios, papel, cartón, madera y aguas negras. La basura orgánica en descomposición produce compuestos volátiles (metano, dióxido de carbono, entre otros) que contribuyen a aumentar el efecto invernadero. Estos compuestos tienen un considerable valor energético que puede ser utilizado para la generación de energía “limpia”.

En el corto y mediano plazo, la planificación urbana deberá incluir sistemas de tratamiento de desechos que disminuyan eficazmente las emanaciones nocivas de los desechos al ambiente, dándoles un valor de retorno por medio del aprovechamiento de su contenido energético, pues aproximadamente el 80% de toda la basura orgánica urbana puede ser convertida en energía.

2.1.2 Generación y composición de los residuos sólidos urbanos

El conocimiento de los orígenes y los tipos de residuos urbanos, así como la composición y las tasas de generación, es fundamental para optar por el tipo de gestión más adecuado.

Así, por ejemplo, la cantidad de residuos producidos en un núcleo urbano es muy variable, porque depende de un gran número de factores económicos, sociales y culturales entre los que se destacan los siguientes:

- Nivel de vida de la población (crece con éste en una proporción muy importante)
- Época del año (suele ser menor en verano para el mismo número de habitantes).
- Modo de vida de la población y situación respecto a los centros de trabajo.
- Movimiento de la población durante las vacaciones, fines de semana o festivos.

Los residuos urbanos engloban distintos productos o materiales de diferente naturaleza (orgánicos e inorgánicos), que deben conocerse adecuadamente para poder ser gestionados de forma correcta. Dentro de este tipo de residuos se encuentran materiales muy diversos: fermentables, inertes, metálicos, peligrosos, combustibles y sanitarios, que hay que cuantificar.

Los componentes más habituales presentes en los residuos urbanos son los siguientes:

- **Restos de comida:** formados por materiales fermentables y que constituyen los principales componentes de los residuos.
- **Papel y Cartón:** periódicos, cajas, envases en general.
- **Plásticos:** bolsas y envases de bebidas, de productos alimentarios y de productos de limpieza.
- **Vidrio:** botellas y envases de bebidas y de alimentos.
- **Metales (aleaciones de hierro y aluminio principalmente):** envases de conservas y de refrescos.
- **Tetrabriks:** envases de leche y productos alimentarios.
- **Pilas (salinas, alcalinas y de botón) y baterías.**
- **Otros componentes:** cenizas, tierras, textiles, medicamentos caducados y fuera de uso, fluorescentes y bombillas, madera, etc.

2.1.3 Gestión de los residuos sólidos urbanos

Se considera como gestión de los residuos sólidos urbanos al conjunto de operaciones que se realizan con ellos desde que se generan en los hogares y servicios hasta la última fase en su tratamiento. La gestión de los residuos sólidos urbanos queda reflejada en la Directiva 156/91, en la cual se prioriza la gestión de los residuos de la siguiente forma:

- **Prevención y reducción:** Se entiende por prevención la disminución de las cantidades de residuos generados y la minimización como la reducción de la presencia de sustancias nocivas y peligrosas en los materiales constituyentes de los productos. Esta sería la acción prioritaria a largo plazo.

-
- **Reutilización y reciclaje:** Este término engloba una serie de fases como son: separación y recogida de los residuos, acondicionamiento de los residuos separados para su reutilización, regeneración o transformación en otros productos y finalmente la reutilización o procesado de los mismos. Las ventajas más destacables son la incorporación de materias primas al ciclo de consumo, reducción de la contaminación, disminución de la cantidad de residuos vertidos y por lo tanto menor espacio necesario para los vertederos. Las fracciones fundamentalmente recuperables de los residuos son papel y cartón, plásticos, bricks, vidrio, metales, textil y materia orgánica.
 - **Valorización:** El resto y el rechazo obtenidos después del reciclaje pueden valorizarse por un lado tratando la fracción orgánica mediante un proceso de compostaje y sometiendo la fracción combustible de los residuos a un proceso de incineración con recuperación energética.
 - **Vertido final:** Los componentes de los residuos que no pueden recuperarse, reciclarse o valorizarse tienen como destino final los vertederos controlados, cuyo objetivo es enterrar técnicamente las basuras para evitar la contaminación, consiguiendo al final un entorno agradable y utilizable.

2.2 Tratamiento de los residuos sólidos urbanos

Las propiedades físicas, químicas y biológicas que poseen los residuos sólidos urbanos (RSU) deben tenerse en cuenta para diseñar y desarrollar sistemas de gestión integrada de residuos sólidos, así como las transformaciones que pueden afectar a su forma y a su composición.

Las transformaciones que se pueden utilizar para la gestión de los RSU pueden producirse por la intervención del hombre o por fenómenos naturales. Los residuos sólidos pueden transformarse por medios físicos, químicos y biológicos.

2.2.1 Transformaciones físicas

En la operación de sistemas de gestión de residuos sólidos las principales transformaciones físicas que se pueden producir incluyen:

a) Separación de componentes: Proceso de separación, por medios manuales y/o mecánicos, de los componentes identificables de los RSU no seleccionados. La separación de los componentes se utiliza para transformar los residuos heterogéneos en un número de componentes más o menos homogéneos.

b) Reducción mecánica de volumen: Conocido como densificación, es el término utilizado para describir el proceso mediante el cual se reduce el volumen inicial ocupado por un residuo, normalmente mediante la aplicación de una fuerza o presión.

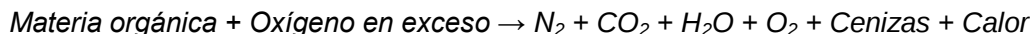
c) Reducción de tamaño mecánica: Se aplica a los procesos de transformación utilizados para reducir el tamaño de los materiales residuales. El propósito de este proceso es obtener un producto final que sea razonable uniforme y considerablemente reducido en tamaño en comparación con su forma original.

2.2.2 Transformaciones químicas

Las transformaciones químicas de los residuos sólidos normalmente implican un cambio de fase (por ejemplo, sólido a líquido, sólido a gas, etc.). Para reducir el volumen y/o recuperar productos de conversión, los procesos utilizados principalmente para transformar los RSU son:

a) Combustión (oxidación química): Reacción química del oxígeno con materias orgánicas para producir compuestos oxidados, acompañados por emisión de luz y una rápida generación de calor.

En presencia de oxígeno en exceso y bajo condiciones idóneas, la combustión de la fracción orgánica de los RSU puede representarse a través de la siguiente ecuación:



b) Pirolisis: Como la mayoría de las sustancias orgánicas son térmicamente inestables pueden romperse en fracciones gaseosas, líquidas y sólidas, mediante una combinación de cracking térmico y reacciones de condensación en un ambiente libre de oxígeno. En contraste con el proceso de combustión, que es altamente exotérmico, el proceso pirolítico es altamente endotérmico.

c) Gasificación: Este proceso implica la combustión parcial de un combustible carbonoso para generar un gas combustible rico en monóxido de carbono, hidrógeno y algunos hidrocarburos saturados, principalmente metano. El gas combustible entonces se puede quemar en una caldera o en un motor de combustión interna.

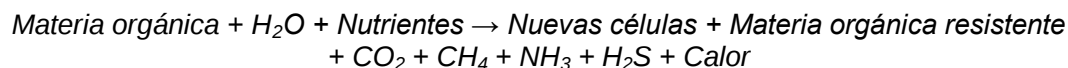
2.2.3 Transformaciones biológicas

Las transformaciones biológicas de la fracción orgánica de los RSU se pueden utilizar para reducir el volumen y el peso del material; para producir compost, un material similar al humus que se puede utilizar como acondicionador del suelo, y para producir metano. Los principales organismos implicados en las transformaciones biológicas de residuos orgánicos son bacterias, hongos, levaduras y actinomicetos.

Estas transformaciones pueden utilizarse aeróbicamente o anaeróbicamente, según la disponibilidad de oxígeno. Las principales diferencias entre las reacciones de conversión aerobia y anaerobia están en la naturaleza de los productos finales y en el hecho de que sea necesario suministrar oxígeno para realizar la conversión aerobia. Los procesos biológicos que se han utilizado para la conversión de la fracción orgánica de los RSU son:

a) Compostaje aerobio: La fracción orgánica de los RSU sufre descomposición biológica. La extensión y el periodo de tiempo necesario para que se produzca la descomposición dependerán de la naturaleza del residuo, del contenido de humedad, de los nutrientes disponibles, y de otros factores ambientales.

b) Digestión anaerobia: La porción biodegradable de la fracción orgánica de los RSU se puede convertir biológicamente bajo condiciones anaerobias en un gas que contiene dióxido de carbono y metano. Esta conversión se puede representar con la siguiente ecuación:



De esta forma, los principales productos finales son: dióxido de carbono, metano, amoníaco, sulfuro de hidrógeno y materia orgánica resistente. En la mayoría de los procesos de conversión anaerobios el dióxido de carbono y el metano constituyen más del 99 por 100 del gas total producido.

La materia orgánica resistente (o lodos digeridos) debe ser deshidratada antes de evacuarse mediante su extensión en el suelo o mediante vertido. Los lodos deshidratados a menudo son comportados aeróbicamente para estabilizarlos más, antes de su aplicación.

2.3 Proceso de digestión anaeróbica de los residuos sólidos orgánicos del sector residencial

La digestión anaeróbica es considerado un proceso muy complejo, ya que requiere cierto control para asegurar su correcto funcionamiento. Es un proceso de degradación en el cual, parte de la materia orgánica contenida en un sustrato (residuo orgánico + agua) es convertida en una mezcla de gases, principalmente metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). La complejidad de dicho proceso, se debe al número de reacciones bioquímicas que se generan mediante la acción de un conjunto de microorganismos y que ocurren de forma simultánea.

2.3.1 Descripción general del proceso

La digestión de biomasa humedecida por bacterias en un ambiente sin oxígeno (anaeróbico) produce un gas combustible llamado biogás. En el proceso, se coloca la biomasa (en nuestro caso particular residuos sólidos urbanos del sector residencial) en un contenedor cerrado (el digestor) y allí se deja fermentar; después de unos días, dependiendo de la temperatura del ambiente, se habrá producido un gas, que como ya se mencionó anteriormente, consiste en una mezcla de metano y dióxido de carbono. La materia remanente dentro del digestor es un buen fertilizante orgánico.

Los estudios bioquímicos y microbiológicos realizados hasta ahora, dividen el proceso de descomposición anaeróbica de la materia orgánica en cuatro fases o etapas (Hidrólisis, Acidogénesis, Acetogénesis y Metanogénesis), las cuales se describen a continuación:

2.3.2 Hidrólisis

La primera fase de la digestión anaeróbica es la **hidrólisis** de partículas y moléculas complejas como las proteínas, carbohidratos y lípidos, que son hidrolizadas por enzimas extracelulares producidas por los microorganismos acidogénicos o fermentativos. En el proceso de hidrólisis, las macro moléculas, es decir, las moléculas de gran tamaño (proteínas, polisacáridos y grasas) que componen la masa celular, se convierten en moléculas más pequeñas que son solubles en agua y fácilmente degradables, como lo son los azúcares, ácidos grasos de cadena larga, aminoácidos, alcoholes, etc.

En otras palabras, la materia orgánica polimérica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos a menos que se hidrolicen en compuestos solubles y que puedan atravesar la pared celular. Es por esto que la hidrólisis se considera el primer paso necesario para la degradación anaeróbica de sustratos orgánicos complejos.

Por lo tanto, el proceso de hidrólisis es el que proporciona sustratos orgánicos para la digestión anaeróbica. Además, se considera como el proceso limitante de la velocidad global del proceso sobre todo cuando se tratan residuos con alto contenido de sólidos.

Otros factores limitantes en la etapa de hidrólisis encontrados actualmente y que afectan al correcto proceso de degradación anaeróbica son:

- ✓ Depende de la temperatura del proceso.
- ✓ Del tiempo de retención hidráulico.
- ✓ De la composición bioquímica del sustrato (porcentaje de lignina, carbohidratos, proteínas y grasas).
- ✓ Del tamaño de partículas
- ✓ Del nivel de pH.
- ✓ De la concentración de NH_4^+ (Amonio).

Las principales funciones de las moléculas complejas dentro de la etapa de hidrólisis, se encuentran que las proteínas constituyen un sustrato muy importante en el proceso de digestión anaeróbica, debido a que además de ser fuente de carbono y energía, los aminoácidos derivados de su hidrólisis tienen un elevado valor nutricional.

Las proteínas son hidrolizadas en péptidos y aminoácidos por la acción de enzimas proteolíticas llamadas proteasas. Parte de estos aminoácidos son utilizados directamente en la síntesis de nuevo material celular y el resto son degradados a ácidos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro en las posteriores etapas del proceso. Por otro lado, la degradación de los lípidos en ambientes anaeróbicos comienza con la ruptura de las grasas por la acción de enzimas hidrolíticas denominadas lipasas produciendo ácidos grasos de cadena larga y glicerol.

2.3.3 Acidogénesis

Durante esta etapa (fermentativa o acidogénica), tiene lugar la fermentación de las moléculas orgánicas solubles en compuestos que puedan ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (acético, fórmico, H_2) y compuestos orgánicos más reducidos (propiónico, butírico, valérico, láctico y etanol principalmente) que tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente etapa del proceso.

La importancia de la presencia de este grupo de bacterias no sólo radica en el hecho que produce el alimento para los grupos de bacterias que actúan posteriormente, sino que, además eliminan cualquier traza del oxígeno disuelto del sistema.

Este grupo de microorganismos, se compone estrictamente de bacterias facultativas y anaeróbicas, colectivamente denominadas bacterias formadoras de ácidos.

Las bacterias acidogénicas comúnmente encontradas en digestores incluyen especies de *Butyrivibrio*, *Propionibacterium*, *Clostridium* spp, *Bacteroides*, *Ruminococos*, *Bifidobacterium* spp, *Lactobacillus*, *Streptococos* y *Enterobacterias*.

2.3.4 Acetogénesis

Los compuestos intermedios son transformados por las bacterias acetogénicas. Como principales productos se obtiene ácido acético, hidrogeno y dióxido de carbono. El metabolismo acetogénico es muy dependiente de las concentraciones de estos productos, tal como se comprueba más adelante para el ácido butírico.

Un tipo especial de microorganismos acetogénicos, son los llamados homoacetogénicos. Este tipo de bacterias son capaces de crecer heterotróficamente en presencia de azúcares o compuestos monocarbonados (como mezcla H_2/CO_2) produciendo como único producto acetato. Al contrario de las bacterias acetogénicas, éstas no producen hidrógeno como resultado de su metabolismo, sino que lo consumen como sustrato.

Según se ha estudiado, que el resultado neto del metabolismo homoacetogénico permite mantener bajas presiones parciales del hidrógeno y, por tanto, permite la actividad de las bacterias acidogénicas y acetogénicas.

Como ejemplos de bacterias acetogénicas, cabe mencionar *Syntrophobacter wolinii* que descompone el ácido propiónico, o *Syntrophomonas wolfei*, que descompone el butírico. Los ácidos valérico y butírico son descompuestos por las mismas especies. En el grupo de bacterias acetogénicas se incluyen las homoacetogénicas, que como ya se mencionó anteriormente, son capaces de producir ácido acético a partir de hidrógeno y dióxido de carbono, perteneciente a los géneros *Acetobacterium*, *Acetoanaerobium*, *Acetogenium*, *Clostridium* o *Eubacterium*.

A esta altura del proceso, la mayoría de las bacterias anaeróbicas han extraído todo el alimento de la biomasa y, como resultado de su metabolismo, eliminan sus propios productos de desecho de sus células. Estos productos, ácidos volátiles sencillos, son los que van a utilizar como sustrato las bacterias metanogénicas en la etapa siguiente.

2.3.5 Metanogénesis

Constituye la etapa final del proceso, en el que compuestos como el ácido acético hidrogeno y dióxido de carbono son transformados a CH_4 y CO_2 . Se distinguen dos tipos principales de microorganismos estrictamente anaeróbicos, los que degradan el ácido acético (bacterias metanogénicas acetoclásicas) y los que consumen hidrogeno (metanogénicas hidrogenófilas).

Los microorganismos metanogénicos pueden ser considerados como los más importantes dentro del consorcio de microorganismos anaerobios, ya que son los responsables de la formación de metano y de la eliminación del medio de los productos de los grupos anteriores, siendo, además, los que dan nombre al proceso general de biometanización.

Los microorganismos metanogénicos completan el proceso de digestión anaeróbica mediante la formación de metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente: acetato, H_2/CO_2 , fórmico, metanol y algunas metilaminas. Los organismos metanogénicos se clasifican dentro del dominio Archaea y tienen características comunes que los diferencian del resto de procariotas. Se pueden establecer dos grandes grupos de microorganismos, en función del sustrato principal que metabolizan: hidrogenotróficos, que consumen H_2/CO_2 y fórmico y acetoclásticos, que consumen acetato, metanol y algunas aminas.

Se ha demostrado que un 70% del metano producido en los reactores anaeróbicos se forma a partir de la descarboxilación de ácido acético, a pesar de que, mientras todos los organismos metanogénicos son capaces de utilizar el H_2 como aceptor de electrones, sólo dos géneros pueden utilizar acetato. Los dos géneros que tienen especies acetotróficas son Methanosarcina y Methanotherix. El metano restante proviene de los sustratos ácido carbónico, ácido fórmico y metanol. El más importante es el carbónico, el cual es reducido por el hidrógeno, también producido en la etapa anterior.

En la Figura 1 se muestra esquemáticamente las distintas fases del proceso de digestión anaeróbica, los microorganismos que intervienen en cada una de ellas y los productos intermedios generados.

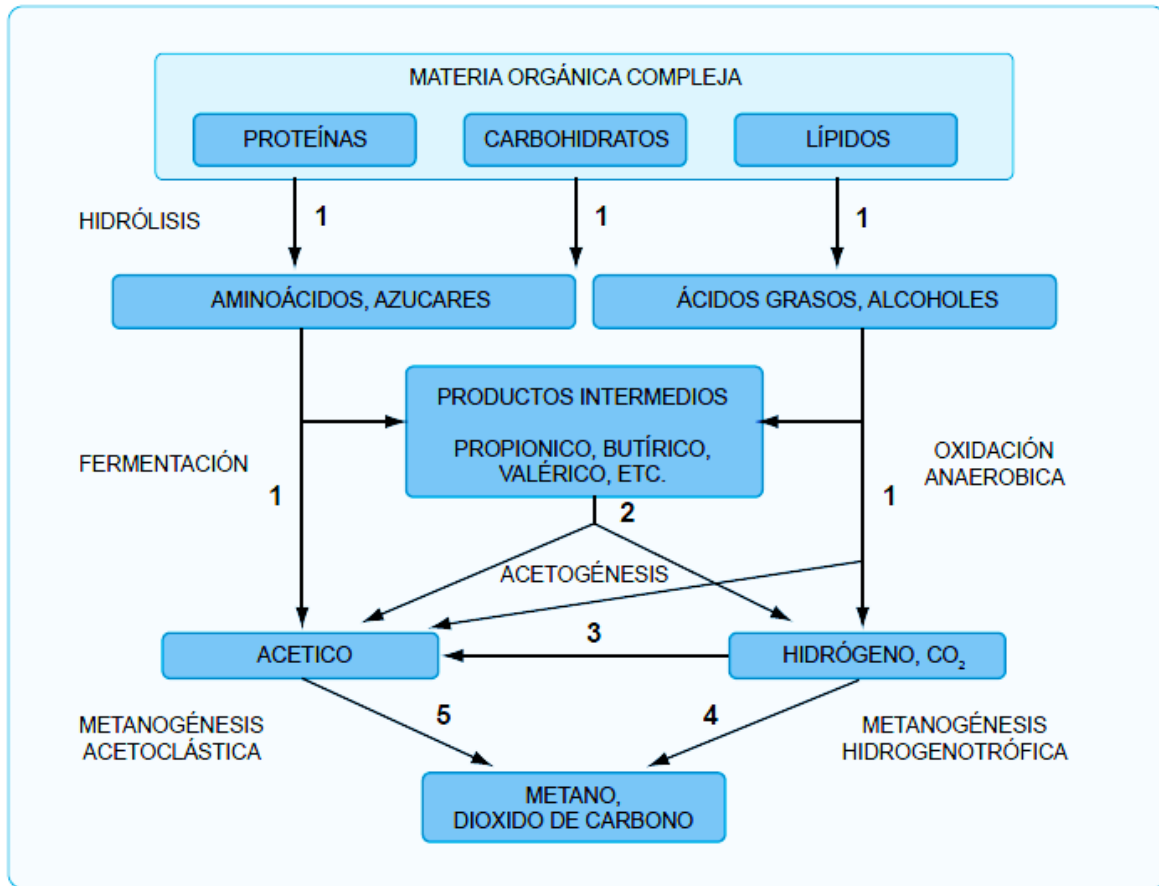


Figura 1. Fases del proceso de digestión anaeróbica y poblaciones de microorganismos (**Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991**).

Los números indican la población bacteriana responsable del proceso: 1: bacterias fermentativas; 2: bacterias acetogénicas que producen hidrógeno; 3: bacterias homoacetogénicas; 4: bacterias metanogénicas hidrogenotróficas; 5: bacterias metanogénicas acetoclásticas.

2.4 Parámetros ambientales y operacionales del proceso

Siendo la digestión anaeróbica un proceso bioquímico complejo, es necesario mantener las condiciones óptimas que permitan la realización tanto de las reacciones químicas dentro de la matriz líquida del reactor, como las reacciones bioquímicas intracelulares que dan vida a los organismos en juego.

2.4.1 Composición de los residuos (Sólidos: totales, volátiles fijos, DQO, contenido de humedad)

Toda la materia orgánica está compuesta de agua y una fracción sólida llamada **sólidos totales (ST)**. El porcentaje de sólidos totales contenidos en la mezcla con que se carga el digestor es un factor importante a considerar para asegurar que el proceso se efectúe satisfactoriamente. La movilidad de las bacterias metanogénicas dentro del sustrato se ve crecientemente limitada a medida que se aumenta el contenido de sólidos y por lo tanto puede verse afectada la eficiencia y producción de gas. En cambio, los **sólidos volátiles totales (SVT)**, es la cantidad de materia orgánica que contiene el material que es capaz de volatizarse a una temperatura de 500 °C y esos componentes son los que teóricamente se convierten a metano. Los **sólidos fijos totales (SFT)** es lo que queda después de haber volatizado el material, es decir, son los residuos inorgánicos compuestos por minerales, sales, etc.

Se entiende por **demanda química de oxígeno (DQO)**, la cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte.

La **humedad**, se refiere a la cantidad de agua contenida en una muestra orgánica. Al ser obtenida de materia viva, la muestra orgánica contiene ciertos niveles de agua. Entonces, el porcentaje de humedad es el valor porcentual del peso total de la muestra que corresponde a la concentración de agua presente.

2.4.2 Temperatura

La temperatura de operación de un biodigestor, está considerada uno de los principales parámetros de diseño, debido a la gran influencia de este factor en la velocidad de la digestión anaerobia. Variaciones bruscas en la temperatura pueden provocar la desestabilización del proceso, por esta razón, es imprescindible un sistema de agitación y un controlador de temperatura.

Existen tres rangos de temperatura, en los que pueden trabajar los microorganismos anaerobio; psicrófilo (entre 25 °C), mesófilo (entre 25 y 45 °C) y termófilo (entre 45 y 65 °C), existe un intervalo para el cual dicho parámetro se hace máximo, determinando así la temperatura de trabajo óptima en cada uno de los rangos posibles de operación.

2.4.3 Velocidad de carga orgánica

Los productos residuales del proceso serán sólidos inorgánicos, líquidos y gases. Los líquidos deberán ser recirculados al proceso de tratamiento del agua ritual con el objeto de disminuir el volumen de fango a la salida de la digestión. Los gases deberán ser extraídos del digestor y procesados para obtener energía, o simplemente quemados y evacuados sin aprovechamiento. La materia inorgánica sólida, por su carácter inerte, no deberá presentar problemas de evacuación.

La velocidad de la carga orgánica (VCO) es la cantidad de materia orgánica introducida diariamente en el reactor por unidad de volumen, siendo directamente dependiendo de la concentración de sustrato y del tiempo de retención fijado. En ausencia de inhibidores, altas cargas orgánicas proporcionan altas producciones volumétricas de biogás aunque también aumenta el riesgo de sobrecargas puntuales que conllevan a la acidificación del reactor.

2.4.4 Nivel de pH

Los diferentes grupos de bacterias presentes en el proceso de digestión anaerobia, presentan unos niveles de actividad óptimos en torno a la neutralidad entre los siguientes valores:

Fermentativos: entre 7.2 y 7.4

Acetogénicos: entre 7.0 y 7.2

Metanogénicos: entre 6.5 y 7.5

Debe establecerse un equilibrio entre la producción de ácidos y su regresión, para que ambos tipos de organismos puedan coexistir dentro del digestor y encuentren las posibilidades ambientales para su desarrollo. Concretamente, los organismos productores de ácidos y, por consiguiente, el proceso de digestión suele interrumpirse por el decaimiento de los organismos productores de metano debido a algún cambio ambiental que les hace menos viables. Esta es la razón de que el pH del fango en digestión sea indicio de que la digestión se está realizando en condiciones adecuadas, ya que, si los organismos productores de metano son inhibidos o destruidos, no se degradan los ácidos producidos y el pH dentro del digestor disminuirá progresivamente.

Desde el punto de vista de equilibrio ácido-base, puede representarse el líquido de suspensión de un fango digerido, como una solución acuosa de productos intermedios y terminales, que se obtienen en el curso de la digestión.

Cabe distinguirse:

- a) Los ácidos volátiles (acético, propiónico, butírico) en equilibrio con sus sales.
- b) El ácido carbónico y su sal ácida, el bicarbonato
- c) El amoníaco en forma de sales.

Para un pH y una concentración dados, existe una relación definida entre el ácido y su sal. De la misma forma, para un CO_2 total dado, solamente existe una relación entre el ácido libre y el bicarbonato. Los ácidos acéticos, propiónico y butírico son ácidos de igual fuerza, ligeramente superior a la del ácido carbónico.

2.4.5 Relación Carbono/Nitrógeno (C/N)

Producto del metabolismo microbiano aeróbico las pilas de residuos pierden material en forma gaseosa como CO_2 y H_2O . El N se mantiene prácticamente constante, pasando de los residuos a los microorganismos y/o formando NO_2 y NO_3 , lixiviación o escurrimiento de los componentes solubles y material suspendido, arrastrando C y N. La relación C:N de la masa es un factor importante a controlar para obtener una degradación adecuada.

En el proceso del compostaje es importante evitar valores altos debido a que una relación elevada impide que se desarrolle una población microbiana extensa sin nutrientes adicionales y, por lo tanto el proceso se retrasa. Las relaciones de C:N bajas conducen a la volatilización del NH_3 lo que provoca pérdidas de N y malos olores.

2.4.6 Tiempo de retención hidráulico

El tiempo de retención deberá ser lo suficientemente largo como para asegurar el crecimiento de la población bacteriana, al aumentar el grado de materia orgánica degradada así como la producción de metano, aunque este último valor comenzara a disminuir una vez alcanzado el óptimo. El tiempo de retención usual en el rango mesofílico para lodos de depuradora está entre 15 y 20 días, aunque este valor depende mucho del tipo de reactor utilizado.

Las mejores condiciones de funcionamiento, para el proceso termofílico, se dan entre los 50°C y 60°C . Se sabe que los digestores podrán funcionar con tiempo de retención del líquido próximo a los dos días, siempre que el tiempo de retención de los volátiles sea superior a un cierto valor crítico. Este tiempo crítico de retención (td) de los sólidos es el periodo por debajo del cual se inhibe la digestión, como consecuencia del arrastre de los gérmenes metánicos indispensables, los cuales como se sabe, tienen un crecimiento muy lento.

2.4.7 Factor de mezclado

Las instalaciones de digestión convencionales consistían exclusivamente en un depósito de fangos cerrado a la atmósfera. En él se producía una estratificación que de abajo hacia arriba se puede interpretar de la siguiente manera: fango digerido, fango de digestión, sobrenadante, capa de espumas y gases de digestión.

Al desarrollarse el proceso y llegar a la denominada digestión de alta carga, se estableció que era fundamental que el contenido del digestor fuera mezclado completamente de una forma más o menos continua. Con ello, se conseguía reducir sustancialmente el tiempo de digestión.

Las razones que se han dado para realizar el mezclado han sido:

1. Se tienen en contacto de forma continua los microorganismos activos con el alimento suministrado.
2. El alimento suministrado es uniformemente distribuido y está siempre a disposición de los organismos.
3. Se mantiene a niveles mínimos la concentración de productos finales e intermedios, así como a los posibles inhibidores del metabolismo bacteriano.
4. Se mantiene una homogeneidad térmica, previniendo la estratificación por este concepto.

Otro de los objetivos del mezclado ha sido consecuencia del problema de la capa de espumas de los digestores, intentando conseguir la rotura de dicha capa o evitar su formación. En consecuencia, han surgido muchos sistemas de mezclado fundamentalmente basados en el bombeo del fango, bombeo del gas a través del licor mezcla del digestor y agitación mecánica del contenido de la instalación. Cada uno tiene sus ventajas e inconvenientes, pero hay que presuponer el efecto distinto que tienen sobre el proceso de digestión.

Cabe destacar que, considerando únicamente el sistema de mezclado por agitación mecánica, Sen y Bhaskaran concluían que al variar la agitación mecánica no variaba la eficiencia de la digestión. Pero posteriormente Basu y Leclerc demuestran que el resultado anterior es erróneo por considerar velocidades de agitación bajas, y que al pasar de 60 r.p.m. aumenta la eficiencia, llegando a no existir formación de espumas a 90 r.p.m. (**Montes, 2008**).

2.4.8 Recirculación del efluente

La recirculación del efluente (agua tratada) juega un papel muy importante dentro del proceso de digestión anaeróbica, ya que tiene diversos usos y ventajas, como por ejemplo:

- Cuando se cuenta con aguas residuales que contienen altas cargas orgánicas, el hacer uso de la recirculación del efluente ayuda a disminuir la concentración, de la misma forma que si se tiene un residuo sólido orgánico con alto contenido de SV o DQO, la recirculación servirá para la preparación del sustrato (mezcla del residuo + agua), es decir, se utilizará para diluir el residuo evitando el uso de agua del grifo.
- Para digestores de flujo ascendente como los UASB, se recurre a la recirculación para mantener el caudal adecuado en caso de que esté por debajo del rango recomendado, lo cual va a permitir la correcta expansión y fluidización del lecho que corresponde al lodo anaeróbico y que contiene a los microorganismos metanogénicos.
- Se recomienda hacer uso de la recirculación para lograr una correcta retención de la biomasa, es decir, se logra mantener en suspensión a los microorganismos anaeróbicos, haciendo más efectivo el contacto con la materia orgánica presente en el sustrato.
- Con la recirculación del efluente, se obtiene un incremento de la población bacteriana y una disminución en el TRH debido al incremento del tiempo de retención de los microorganismos, favoreciendo el proceso de degradación e incrementando la producción de biogás.
- La recirculación puede ser utilizada como medio de calentamiento para mantener una temperatura constante en el interior del digestor, a través de un intercambiador exterior de agua caliente, ayuda a que el digestor sea menos sensible a componentes tóxicos en el influente debido a la alta concentración de biomasa activa y también se puede recurrir a la recirculación del influente para mantener una agitación suave y constante del sustrato, logrando tener una mezcla homogénea de la temperatura interna del digestor, así como del sustrato junto con los microorganismos presentes en la degradación de la materia orgánica.

2.5 Co-digestión anaeróbica

La codigestión consiste en el tratamiento conjunto de residuos orgánicos diferentes, con el objetivo de:

- Aprovechar la complementariedad de las composiciones para permitir perfiles de proceso más eficaces.
- Compartir instalaciones de tratamiento.
- Unificar metodologías de gestión.
- Amortiguar las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado.
- Reducir costes de inversión y explotación.

El término codigestión se utiliza para expresar la digestión anaerobia conjunta de dos o más sustratos de diferente origen. La ventaja principal radica en el aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los sustratos por separado. La codigestión de residuos orgánicos de diferente origen ha resultado una metodología exitosa tanto en régimen termofílico como mesofílico.

Se han conseguido buenos resultados para mezclas de residuos ganaderos con varios tipos de residuos de la industria de carne y mataderos, ricos en grasas, consiguiendo altas producciones de metano, del orden de 47 m³/ton de residuo introducido. También se han conseguido buenos resultados con la codigestión de fangos de depuradora y la fracción orgánica de residuos municipales, la mezcla de estos últimos con aguas residuales urbanas, y la codigestión de fangos de depuradora y residuos de frutas y verduras.

Los residuos urbanos e industriales acostumbrados a contener altas concentraciones de materia orgánica fácilmente degradable, por lo que presentan un mayor potencial de producción de biogás que los residuos ganaderos, pudiendo llegar a 1,000 m³ de biogás por tonelada de residuo. Sin embargo, estos residuos pueden presentar problemas de digestión, como deficiencia de nutrientes necesarios para el desarrollo de microorganismos anaerobios, baja alcalinidad o excesivo contenido en sólidos que provoquen problemas mecánicos.

Los residuos ganaderos, pueden ser una buena base para la codigestión ya que, generalmente, presentan un contenido en agua elevado, una alta capacidad tampón y aportan una amplia variedad de nutrientes necesarios para el crecimiento de microorganismos anaerobios.

CAPÍTULO 3. Tecnologías de digestión anaeróbica

3.1 Antecedentes de las tecnologías de digestión anaeróbica

Los digestores anaeróbicos tienen un gran potencial de aplicación para la rápida digestión de componentes sólidos de los desechos orgánicos, los cuales ayudan en gran medida, a reducir la carga ambiental en comparación con los rellenos sanitarios convencionales y aún mejor, se distinguen por su alto aprovechamiento energético (**Agdag y Sponza, 2007**).

Se ha encontrado que el correcto diseño de un digestor anaeróbico, ejerce una fuerte influencia en el buen funcionamiento del mismo (**William y David, 1999**). En los últimos años, se han desarrollado una gran variedad de nuevos diseños de digestores anaeróbicos lo que ha facilitado el incremento en la velocidad de reacción para el tratamiento de los residuos (**Bouallagui et al., 2003; Mumme et al., 2010; Xing et al., 2010**).

Un digestor anaeróbico, debe ser diseñado de manera que permita una velocidad de carga orgánica continuamente elevado y sostenible, con un tiempo de retención hidráulico corto y que tenga la capacidad de producir el máximo nivel de metano (**Ward et al., 2008**).

Un biodigestor básicamente consiste en un depósito cerrado, donde se introducen los residuos orgánicos mezclados con agua para ser digeridos por un grupo de microorganismos (**Lagrange, 1979**). El biogás producido por la fermentación se puede almacenar en este mismo depósito en la parte superior del digestor llamada domo o campana de gas. Esta campana de almacenamiento puede ser rígida o flotante. En algunos casos, está separada del digestor y se le llama gasómetro. Este gasómetro es una campana invertida, sumergida en un tanque de agua, que además de almacenar el gas, ejerce presión sobre el gas para el consumo.

Los digestores se pueden construir enterrados o sobre el suelo, utilizando diferentes materiales de construcción, como por ejemplo: ladrillos o vaciado de cemento. La campana puede ser metálica, de madera recubierta de plástico o de ferro-cemento. La carga y descarga de los residuos puede ser por gravedad o bombeo.

A) Características del digestor. Para que un digestor de residuos orgánicos opere en forma correcta, deberá reunir las siguientes características:

- a) Ser hermético con el fin de evitar la entrada de aire, el que interfiere con la digestión anaeróbica y a la vez, impedir las fugas del biogás producido.
- b) Estar térmicamente aislado para evitar cambios bruscos de temperatura, lo que usualmente se consigue construyéndolos enterrados.
- c) Aun no siendo en recipiente de alta presión, el contenedor primario de gas deberá contar con una válvula de seguridad.

-
- d) Contar con medios para efectuar la carga y descarga del sistema.
 - e) Tener acceso para el mantenimiento.
 - f) Contar con un medio para romper las natas o costras que se forman.

B) Tipos de biodigestores. Los biodigestores varían ampliamente de acuerdo con su complejidad y utilización. Los más sencillos caen dentro de la clasificación de digestores discontinuos o de cargas por lotes y los más complejos se caracterizan por poseer dispositivos que permiten alimentarlos, proporcionándoles calefacción y agitación. Resulta conveniente clasificarlos según su modo de operación con relación a su alimentación o carga en los siguientes tipos:

a) Continuos: Cuando la alimentación del digestor es un proceso ininterrumpido, el efluente que descarga es igual al afluente o material de carga (que entra al digestor), con producciones de biogás, uniformes en el tiempo. Son utilizados principalmente para el tratamiento de aguas negras. Corresponde a plantas de gran capacidad, tipo industrial, en las cuales se emplean equipos comerciales para alimentarlos, proporcionándoles calefacción y agitación, así como para su control. Dado que se genera una gran cantidad de biogás, habitualmente, éste se aprovecha en aplicaciones industriales.

b) Semi continuos: Cuando la primera carga que se introduce al digestor consta de una gran cantidad de materias primas. Posteriormente, se agregan volúmenes de nuevas cargas de materias primas (afluente), calculados en función del tiempo de retención hidráulico (TRH) y del volumen total del digestor. Se descarga el efluente regularmente en la misma cantidad del afluente que se incorporó. Este proceso es usado en el medio rural, cuando se trata de sistemas pequeños para uso doméstico. Los diseños más populares son el digestor Hindú y Chino.

c) Discontinuos o régimen estacionario: Los digestores se cargan con las materias primas en una sola carga o lote. Después de un cierto período de fermentación, cuando el contenido de materias primas disminuye y el rendimiento de biogás decae a un bajo nivel, se vacían los digestores por completo y se alimentan de nuevo dando inicio a un nuevo proceso de fermentación. Esto se conoce también como digestores Batch o por lotes.

Los biodigestores se clasifican también como digestores de residuos sólidos orgánicos "húmedos" o "secos". De acuerdo con **Ward et al. (2008)**, los biodigestores **húmedos** tienen sólidos totales de 16% o menos, mientras que los biodigestores **secos** contienen 22-40% de sólidos totales.

También está la clasificación intermedia denominada 'semi-seco', mientras que, según **Karagiannidis y Perkoulidis (2009)**, los sistemas secos contienen 30-40% de materia seca, y los sistemas húmedos contienen del 10 al 25% de materia seca. Existe otro tipo de clasificación de biodigestores, este es basado en las temperaturas de funcionamiento es decir, termófilo o mesófilo (**Kuo y Cheng, 2007; Karagiannidis y Perkoulidis, 2009**).

Para este proyecto de investigación, se realizó una clasificación de biodigestores propia, el cual está basado en su proceso evolutivo.

3.2 Descripción de las tecnologías

3.2.1 Características

3.2.2 Ventajas y desventajas

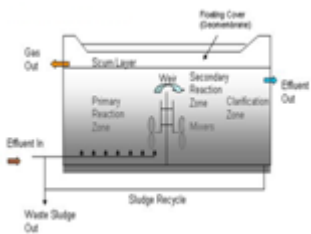
3.2.3 Aplicaciones

Para mayor facilidad y entendimiento en cuanto a la descripción de las tecnologías de digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos orgánicos, se clasificaron de acuerdo a su proceso evolutivo: digestores de primera, segunda y tercera generación, tal como se muestra en la Tabla 1, Tabla 2 y Tabla 3. Los criterios para el análisis comparativo y selección de la tecnología de digestión anaeróbica más idónea, están basados en sus principales características, ventajas y desventajas, considerando especialmente el tipo de residuo que puede procesar, tiempo de retención hidráulico y rendimiento de producción de biogás.

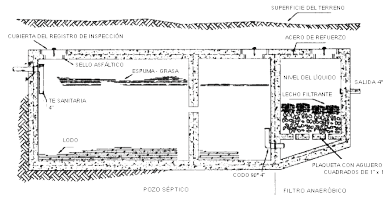
Digestores de primera generación:

Son los denominados reactores de baja tasa. Se caracterizan por tener la mayor parte de la biomasa acumulada como sedimento y un adecuado contacto de la misma con el sustrato. Se incluyen en esta categoría el tanque séptico, la laguna anaerobia y el digestor convencional (biodigestor). El sistema de contacto (versión anaerobia de los lodos activados) constituye un proceso de transición entre la primera y segunda generación. Incorpora un reactor mezclado, un sedimentador con recirculación de lodos.

Tabla 1. Digestores anaeróbicos de primera generación

Digestor Anaerobio	Características	Ventajas	Desventajas	Aplicaciones
Laguna Anaeróbica  (Bouallagi et al., 2009b)	Está diseñada para la remoción de materia orgánica suspendida y parte de la fracción soluble de materia orgánica. Funcionan de manera similar a los tanques sépticos abiertos. Operan en serie con lagunas facultativas y de maduración.	- Relativamente barato - Proceso simple - Efluente de buena calidad - Espacio reducido - Buen rendimiento para el tratamiento de aguas residuales con altas concentraciones de materia orgánica	- Supervisión constante a la mezcla y cantidad de desechos, con el fin de mantener una biomasa de buena calidad para el tratamiento - No hay acceso a los mezcladores para su mantenimiento - Operación a baja temperatura y largos períodos de retención - Se deben construir a distancias considerables de los límites urbanos	- Tratamiento de aguas residuales industriales de alta resistencia (industria alimentaria) - Tratamiento de aguas residuales de la industria agrícola (tratamiento de lodos)

Tanques Sépticos



(Bouallagi et al., 2009b)

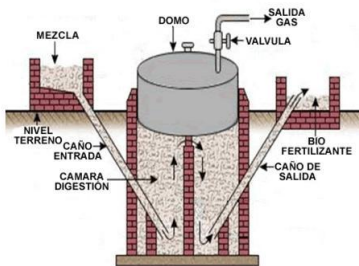
Contenedor hermético cerrado en donde se acumulan las aguas negras y donde se les da un tratamiento primario, separando los sólidos de las aguas negras. Elimina los sólidos al acumular las aguas negras en el tanque y al permitir que parte de los sólidos, se asienten en el fondo del tanque mientras que los sólidos que flotan (aceites y grasas) suben a la parte superior. Cuenta con un período de retención mínimo de 6 días. Existen tres tipos principales de fosas sépticas: Fosas sépticas de concreto, estas son las más comunes; Fosas de fibra de vidrio, las que cada vez se usan más ya que son fáciles de llevar a los lugares "de acceso difícil"; y Fosas plásticas/de polietileno, las que se venden en muchos tamaños y figuras diferentes.

- Apropiado para comunidades rurales, edificaciones y condominios, etc.
- Su limpieza no es frecuente.
- Bajo costo de construcción y operación.
- Mínimo grado de dificultad en operación y mantenimiento si se cuenta con infraestructura de remoción de lodos.

- Uso limitado a la capacidad de infiltración del terreno que permita disponer adecuadamente de los efluentes en el suelo.
- Requiere de equipo para la remoción de lodos (bombas, camiones con bombas de vacío, etc.)

- Tratamiento de aguas residuales domésticas (urbanas, urbano marginales y rurales)

Modelo Hindú



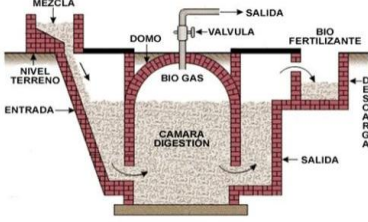
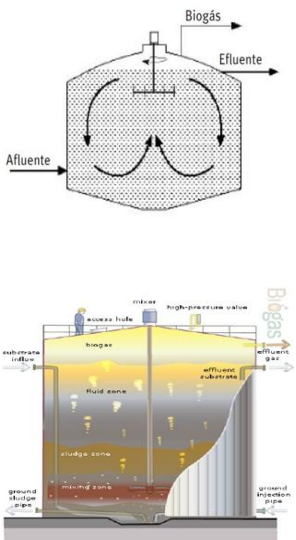
(Hilbert y Eppel, 2007)

Consiste en una fosa o en un tanque pequeño que opera casi siempre de forma semi-continua. Este tipo de reactor es enterrado verticalmente y se cargan por gravedad una vez al día. El gasómetro está integrado al sistema, en la parte superior del pozo se tiene una campana flotante donde se almacena el gas, balanceada por contrapesos y de ésta sale el gas para su uso.

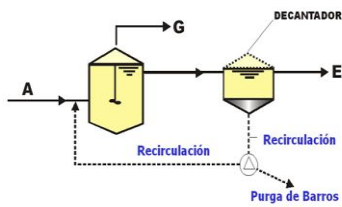
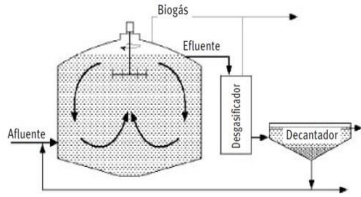
- Tiempo de retención de 10-30 días relativamente cortos.
- Fácil manejo.
- Trabaja a una presión constante.

- Poco eficiente en la biodegradación de residuos.
- Costos elevados debido al gasómetro móvil.

- Tratamiento de residuos domiciliarios y/o agropecuarios.

Modelo Chino  (FAO, 1986)	Consiste tanque redondo y achatado con el techo y el piso en forma de domo. Se encuentran enterrados en el cual a diferencia del modelo hindú, el gasómetro es fijo. En este caso, a medida que aumenta la producción de gas, aumenta la presión en el domo o cúpula fija, forzando al líquido en los tubos de entrada y salida a subir. Trabaja a una presión variable, ya que su objetivo no es producir biogás sino abono orgánico ya procesado.	- Bajo costo. -Fácil manejo.	-Elevado tiempo de retención de 30-60 días -Cantidad elevada de formación de espuma	-Tratamiento de residuos agrícolas/estiércol. -Excretas humanas.
Reactor de Mezcla Completa sin Recirculación (RMC)  (Angelidaki et al., 2006)	Reactor relativamente simple. Distribución uniforme de concentraciones, tanto del sustrato como de microorganismos. El tiempo de retención hidráulico es de 10-30 días. Tiempo de arranque de 30-90 días.	-Buena descomposición de la materia suspendida	-Alta demanda de energía y espacio -No hay buena sedimentación de la biomasa -Carga volumétrica y producción de gas baja -Largo tiempo de retención	-Tratamiento de fangos de aguas residuales urbanas -Influentes con estiércol -Actividades agrícolas -Actividades agroindustriales

RMC con Recirculación (Contacto Anaerobio)



(Vamero, 2011)

La retención de la biomasa se realiza por sedimentación externa y recirculación. El reactor se mantiene agitado. Adecuado para tratar aguas residuales con sólidos de lenta digestión. Tiempos de retención hidráulica de 1-5 días. Tiempo de arranque de 20-60 días.

- Buena sedimentación
- Sin problemas de taponamiento en tuberías
- Recirculación necesaria

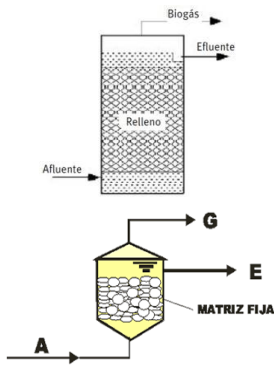
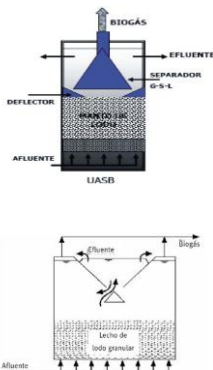
- Tanque adicional para sedimentación

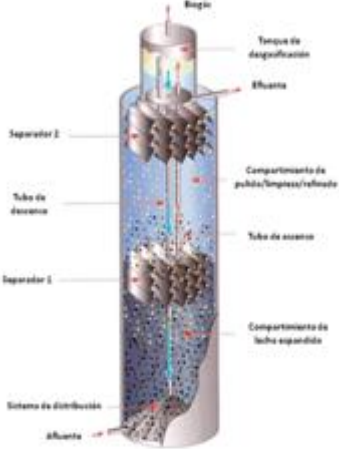
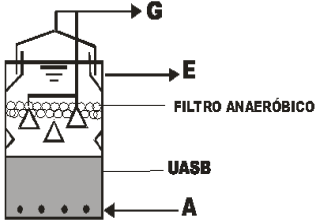
- Tratamiento de aguas residuales de alta carga orgánica (aguas residuales de azucareras, cerveceras, etc.)

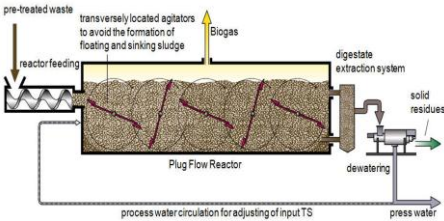
Digestores de segunda generación:

Los microorganismos son retenidos en el tanque por medio de una bio-película adherida a un soporte (empaques), o bien, por su sedimentación en forma de agregados (flóculos o granos) densos. En estos sistemas se ha separado el tiempo de retención hidráulico del celular y se ha mejorado considerablemente el dispositivo de distribución de agua en su interior. Constituyen los mejores exponentes de este grupo el filtro anaerobio y el reactor de manto de lodos UASB. Los reactores de lecho granular expandido (EGSB) se ubican en una fase de transición entre los sistemas de segunda y tercera generación.

Tabla 2. Digestores anaeróbicos de segunda generación

Digestor Anaerobio	Características	Ventajas	Desventajas	Aplicaciones
Reactor con Filtro Anaerobio  (Vamero, 2011)	Consiste de un lecho poroso donde la flora anaeróbica se puede adherir. Se opera sin recirculación. El exceso de barro se elimina del reactor junto con el efluente tratado. Es ideal para aguas residuales con carga orgánica soluble o que se degrade fácilmente.	-Proceso robusto -Ningún efecto negativo de irregularidades -Buena retención de microorganismos -Bajo costo -No requiere agitador -Tiempos de retención hidráulica de 1-5 días.	-Precipitación de sustancias inorgánicas -Posible obstrucción del filtro -Alta demanda de construcción -No es apropiado para altas concentraciones de lodos -Tiempo de arranque de 20-60 días.	-Tratamiento de aguas residuales de la industria agroalimentaria
Reactor de Lecho de Lodo Granular (UASB)  (Mumme et al., 2010)	Reactor tubular que operan en régimen continuo y flujo ascendente. Reactor anaerobio en el cual los microorganismos se agrupan formando biogránulos (generalmente en el rango de 0.5 a 2 mm de diámetro), por el tipo de flujo que maneja. La composición del gránulo está estratificada.	-Tiempo de residencia bajo (48 h) -Sin problemas de taponamiento en tuberías -Mezclado natural -Buena sedimentación de los lodos -Convierte del 70-95% de la materia orgánica biodegradable en una corriente de biogás valorizable	-Recirculación necesaria -Problemas cuando no aparecen gránulos -Sensible con elevadas concentraciones de material orgánico insoluble	-Tratamiento de aguas residuales de la industria agroalimentaria -Tratamiento de aguas residuales domésticas

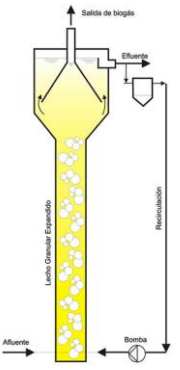
Reactor con Circulación Interna (IC)  (Rao et al., 2011)	Está basado en la tecnología del UASB con dos etapas de separadores trifásicos, donde el inferior es altamente cargado de materia orgánica a diferencia del superior. Con esto recupera el biogás en dos zonas en lugar de una. En la primer zona se utiliza el biogás recogido para generar una agitación de gas que hace circular el agua y el lodo a través del reactor. Dicha circulación sirve para mezclar el contenido del reactor y proporcionar una dilución de afluentes necesaria que provoca grandes cargas orgánicas. En la segunda zona de recogida de biogás, presenta una carga hidráulica baja, lo que separa con eficiencia el biogás, gránulos de biomasa y efluentes tratados.	- Espacio reducido -Poca propensión a atascarse con sólidos debido al sistema de distribución de afluentes -No hay piezas móviles internas; menos costes de mantenimiento. -El volumen pequeño del sistema, simplifica la gestión del inventario de lodos. -El biogás se elimina del reactor mucho antes del punto en el que se descarga el efluente, lo que proporciona una zona de reposo y mantiene la biomasa en el reactor -Tiempo de residencia = 4hrs.	- Dificulta la formación de gránulos	-Tratamiento de aguas residuales de alto contenido orgánico. - Fábrica de cerveza y de bebidas NO alcohólicas. -Industria del papel. - Industria alimenticia.
Reactor Anaerobio Híbrido (AHR)  (Xing et al., 2010)	Consiste en una manto de barros, que permite tener una buena densidad de biomasa en la parte inferior. En la parte superior, donde la concentración de biomasa "granulada" se puede colocar una cierta altura de relleno permitiendo el desarrollo de biomasa adicional, adherida al mismo, aumentando las posibilidades de depuración. Cuenta con un tiempo de residencia de 10 a 13 hrs aprox.	-Alta eficiencia debido al flujo ascendente del lecho fijo -Alta concentración de biomasa	-Posibles daños y taponamiento de las capas inferiores -Bajo rendimiento -La actividad de microorganismos metanogénicos es mayor en la parte inferior que en los niveles superiores	-Tratamiento de aguas residuales de la industria agroalimentaria -Tratamiento de aguas residuales domésticas

Reactor con Flujo de Pistón Horizontal   (Mandujano et al., 1981)	Este tipo de reactor tiene una orientación horizontal y está construido fijamente dentro de un tubo de concreto, que en escala y geometría, es similar a los diseños de los recipientes de compostaje aeróbico.	-Alta producción de biogás -Espacio reducido -Consumo de agua bajo o nulo dependiendo de las características del material -Baja demanda de energía en el manejo de materiales, transporte y fermentación mediante el uso de unidades de baja velocidad y tiempos de operación alternados -Alta degradación de SSV a través del flujo de pistón casi continua.	-Las temperaturas son difíciles de controlar y puede dar lugar a gradientes de temperaturas indeseables - Altos costos de mantenimiento	-Tratamiento de residuos orgánicos municipales. -Tratamiento de residuos porcino, vacuno y bovino. -Tratamiento de residuos orgánicos industriales
Geomembrana   (Jeong et al., 2010)	El biodigestor tiene una geometría “alargada” donde la mezcla de materia orgánica y agua circula en “flujo pistón”. Este tipo de flujo permite que cada porción del residuo que ingresa por un extremo cumpla el tiempo de residencia necesario dentro del biodigestor antes de salir por el otro extremo, bien alejado del inicio. La cubierta superior tiene el objetivo de recuperar todo el biogás producido, como también cumplir de función de gasómetro.	-Excelente resistencia química a la mayoría de los efluentes industriales. -Útil para grandes volúmenes de biomasa.	-Requiere de mucho espacio. -Requiere de agitadores mecánicos.	-Tratamiento de residuos agropecuarios y de la agroindustria. -Tratamiento de los residuos orgánicos domiciliarios.

Digestores de tercera generación:

También retienen los microorganismos en bio-película o grano compacto y denso, con la particularidad que el soporte se expande o fluidifica con altas velocidades de flujo (reactores de lecho expandido o fluidizado). Los resultados más importantes obtenidos durante el desarrollo tecnológico a través de la evolución de los reactores son la disminución del tiempo de retención hidráulico de días a horas.

Tabla 3. Digestores anaeróbicos de tercera generación

Digestor Anaerobio	Características	Ventajas	Desventajas	Aplicaciones
Reactor de Lecho Fluidizado  (Xing et al., 2010)	Sistema en el que las bacterias se encuentran suspendidas. Cuenta con recirculación para mantener el caudal adecuado que permita la expansión y fluidización del lecho. En la parte superior de la unidad, se encuentra un sedimentador que evita la salida de partículas de lodo con el efluente.	-Excelente contacto entre la biomasa y los residuos de agua -Fácil arranque y tiempos cortos de retención hidráulica de 1-10 horas -Insensible a las variaciones de carga -Velocidad de sedimentación ajustable	-Inversión y gastos de operación muy altos -Mantenimiento complicado -Sensible con alimentos tóxicos	-Aguas residuales especialmente de la industria agroalimentaria -Fracciones líquidas o sobrenadantes de residuos ganaderos (experiencias limitadas)
Reactor de Lecho de Lodo Granular Expandido (EGSB)  (Xing et al., 2010)	En la medida que se disponga de biomasa granular de buena calidad, puede utilizarse para expandir el lecho con mayores velocidades ascendentes. Debido al caudal de recirculación que se aplica, mejora la actividad de la biomasa. Aplicación de elevadas cargas orgánicas.	-Mezclado efectivo, debido a la alta velocidad de la corriente ascendente -Elevada concentración de biomasa activa sobre las partículas de soporte -Tiempo de residencia bajo (10 h)	-Altos costos de energía debido a la recirculación	- Tratamiento de aguas residuales industriales de diversos tipos.

Como puede apreciarse en las Tablas 1, 2 y 3, la evolución de los digestores ha venido siendo sustentada con nuevas geometrías, etapas de pre-tratamiento, separación de fases, cambios en el modo de operación, fijación y suspensión de bacterias, altas velocidades de flujo, entre otros.

Los digestores de **primera generación** se caracterizan por tener una parte de los microorganismos en suspensión y la otra parte se encuentran acumulados como sedimento logrando un adecuado contacto de los mismos con el sustrato, son de fácil operación, debido a su baja capacidad de procesamiento de residuos cuenta con largos períodos de retención hidráulico lo cual requiere de equipos más grandes; estos digestores son utilizados para tratar aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas, así como residuos sólidos orgánicos domiciliarios y agrícolas.

Los digestores de **segunda generación** se identifican por tener a los microorganismos retenidos en el tanque por medio de una bio-película adherida a un soporte (empaques), o bien, por su sedimentación en forma de agregados (flóculos o granos) densos. En estos sistemas se ha separado el tiempo de retención hidráulico celular reduciendo el tiempo de retención hidráulico así como el tamaño de los digestores, también se ha mejorado considerablemente el dispositivo de distribución del sustrato en su interior, la mayoría de los digestores clasificados en esta generación no requieren de mezcladores; las aplicaciones de este tipo de digestores son tanto para tratamiento de aguas residuales como de residuos sólidos orgánicos industriales, domiciliarios y agrícolas.

Por último, los digestores de **tercera generación** también retienen los microorganismos en bio-película o grano compacto y denso, con la particularidad de que el soporte se expande o fluidifica con altas velocidades de flujo debido a que cuenta con recirculación de materia orgánica. Sin embargo, esto los vuelve más costosos, tiene tiempos cortos de retención hidráulico lo que disminuye el tamaño del digestor, permite elevadas cargas orgánicas obteniendo un mayor rendimiento de biogás y sus aplicaciones más comunes son para tratamientos de agua residuales industriales y agrícolas.

La evolución de la tecnología de digestión anaeróbica, incorporando procesos de pre-tratamiento y recirculación de la biomasa, ha permitido disminuir los tiempos de retención hidráulico de días a horas, obteniendo digestores más pequeños, haciéndola más eficiente y económicamente viable.

3.3 Biogás

La digestión anaeróbica, representa una oportunidad para reducir la contaminación ambiental y al mismo tiempo proporcionar biogás, que puede ser utilizado para la generación de energía eléctrica y/o térmica así como un efluente estabilizado (bio-fertilizante sólido y líquido). Es decir, tanto el biogás como el efluente estabilizado, se consideran los principales productos del proceso de digestión anaeróbica.

El biogás, como fuente de energía renovable, ha despertado un gran interés en los últimos años, siendo tal vez una de las tecnologías de más fácil implementación, sobre todo en sectores rurales. Su potencial desarrollo, no solo considerando la producción de biogás, sino que como ayuda a la obtención de bio-fertilizante y tratamiento de problemas sanitarios en algunos casos, hacen que la difusión en los sectores con abundancia de materia orgánica de desecho sea atractivo.

En la actualidad, el biogás se utiliza en todo el mundo como una fuente de combustible tanto a nivel industrial como doméstico. Su explotación ha contribuido a impulsar el desarrollo económico sostenido y ha proporcionado una fuente energética renovable alternativa al carbón y el petróleo.

El denominado biogás, es una mezcla gaseosa que se compone generalmente de un 48-65% de metano, 36-41% dióxido de carbono, hasta un 17% de nitrógeno y <1% de oxígeno, así como 32-169 ppm de sulfuro de hidrógeno y trazas de otros gases (**Ward et al., 2008**) que se producen como resultado de la descomposición de materia orgánica en ausencia de aire por la acción de microorganismos.

El biogás tiene propiedades específicas y se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Características generales del biogás (**Deublein y Steinhauser, 2008**)

Composición	48-65% metano (CH ₄) 36-41% dióxido de carbono (CO ₂) Trazas de otros gases
Contenido energético	6.0 -6.5 kW h/m ³
Equivalente de combustible	0.60 - 0.65 L petróleo/m ³ biogás
Límite de explosión	6 - 12% biogás en el aire
Temperatura de ignición	650-750 °C (con el contenido de CH ₄ mencionado)
Presión crítica	77-84 atm
Temperatura crítica	-82.5 °C
Densidad normal	1.2 kg/m ³
Olor	Huevo podrido (el olor del biogás desulfurado es imperceptible)
Masa molar	16.043 kg/kmol

La producción total de biogás depende fundamentalmente de la cantidad de alimento consumido por las bacterias, o dicho de otra forma, la cantidad de sustrato eliminado en el proceso. Dicho sustrato puede expresarse normalmente por cantidad de la demanda química de oxígeno (DQO) y por los sólidos volátiles (SV).

Teniendo en cuenta la heterogeneidad en la composición del sustrato se entiende que la cantidad de biogás que se puede producir a partir de un determinado tipo de sustrato y su composición (y, por tanto, su contenido energético) dependerá de su composición química. En la Tabla 5 se muestran valores registrados para la producción de biogás de diferentes residuos sólidos orgánicos.

Tabla 5. Producción de biogás para diferentes residuos sólidos orgánicos mediante el proceso de digestión anaeróbica (**Deublein y Steinhäuser, 2008**)

Sustrato	Producción de biogás (l / kgSV*)
Residuo sólido municipal	360
Residuos de frutas y vegetales	420
Residuos de frutas, vegetales y aguas residuales de mataderos	850
Estiércol porcino	337
Lixiviados de residuos de alimentos	294
Paja de Arroz	350
Residuos de alimentos	396
Residuos domésticos	350
Estiércol porcino y aguas residuales vinícolas	348
Estiércol porcino y aguas residuales vinícolas	348

* Sólidos Volátiles

3.3.1 Almacenamiento de biogás

Las variaciones de producción de gas en los digestores se amortiguan mediante depósitos de almacenamiento (gasómetros), que pueden ser de diversos tipos, y de baja, media o alta presión.

Entre ellos tenemos:

- **Gasómetros de baja presión:** Entre los más utilizados están los de cúpula o campana flotante sobre depósito de agua, puede alcanzar volúmenes de almacenamiento importantes, aunque no suele sobrepasar los 1500 m³. La presión normalmente no supera los 50 mbar.

Otra opción también muy utilizada son los gasómetros hinchables.

- **Tanques de gas de media y alta presión:** Son los mismos tanques que se utilizan para almacenar cualquier gas. Se consideran de media presión hasta 8-10 bar, con compresores de una etapa. A presiones superiores se necesitan compresores de varias etapas.
- **Cúpula de gas:** Habitualmente, la parte superior del digestor, llamada domo o cúpula o campana de gas, se utiliza para almacenar el biogás que se genera. Esta campana de almacenamiento puede ser rígida o flotante. En algunos casos, está separada del digestor y se le llama gasómetro.

En los tanques de cubierta fija, puede haber también un cierre de agua incorporado, para proteger la estructura del tanque del exceso de presión positiva o negativa (vacío) creada por la extracción del lodo o del gas demasiado rápidamente. Si la presión de gas sube por encima de los 30 cm de columna de agua, se escapará a través del cierre de agua hacia la atmósfera, sin levantar la cubierta. Si se extrae el lodo o se utiliza el gas con demasiada rapidez, el vacío puede pasar de los 20 cm y romper el cierre de agua, permitiendo la entrada del aire en el tanque. Sin el cierre de agua el vacío aumentaría enormemente y destrozaría el tanque.

La tubería entre el tanque de almacenaje de gas y el digestor puede también proteger a éste de las pérdidas del cierre de agua, si el paso no está cortado. Cuando se introducen líquidos en el digestor, el gas puede salir por la tubería hacia el tanque de almacenaje y cuando se extraen del digestor, el gas puede volver al tanque a través de la misma conducción.

- **Gasómetros de cubierta flotante:** Almacenan el gas variando su altura. En estos gasómetros los gases se mantienen a una presión baja aproximada de 200 mm de columna de agua. Consisten en una campana flotante, similar a la cubierta flotante de un digestor primario.

Una serie de ruedas permiten que la cubierta pueda deslizarse libremente hacia arriba o hacia abajo, según la cantidad de gas almacenado. Estas ruedas deslizan sobre unos perfiles de acero que actúan como guías de la campana.

3.3.2 Usos del biogás

Existen diversas opciones para la utilización del biogás. Dentro de éstas destacan la producción de calor o vapor, generación de electricidad y combustible de vehículos.

Producción de calor o vapor. El uso más simple del biogás es para la obtención de energía térmica (calor).

En aquellos lugares donde los combustibles son escasos, los sistemas pequeños de biogás pueden proporcionar la energía calórica para actividades básicas como cocinar y calentar agua. Los sistemas de pequeña escala también se pueden utilizar para iluminación.

Los quemadores de gas convencionales se pueden adaptar fácilmente para operar con biogás, simplemente cambiando la relación aire-gas. El requerimiento de calidad del biogás para quemadores es bajo. Se necesita alcanzar una presión de gas de 8 a 25 mbar y mantener niveles de H_2S inferiores a 100 ppm para conseguir un punto de rocío de $150^{\circ}C$.

Generación de electricidad o combinación de calor y electricidad. Los sistemas combinados de calor y electricidad utilizan la electricidad generada por el combustible y el calor residual que se genera. Algunos sistemas combinados producen principalmente calor y la electricidad es secundaria.

Otros sistemas producen principalmente electricidad y el calor residual se utiliza para calentar el agua del proceso. En ambos casos, se aumenta la eficiencia del proceso en contraste si se utilizara el biogás sólo para producir electricidad o calor. Las turbinas de gas (micro-turbinas, desde 25 hasta 100 kW y turbinas grandes, > 100 kW) se pueden utilizar para la producción de calor y energía, con una eficiencia comparable a los motores de encendido por chispa y con un bajo mantenimiento. Sin embargo, los motores de combustión interna son los usados más comúnmente en este tipo de aplicaciones.

El uso de biogás en estos sistemas requiere la remoción de H_2S (bajo 100 ppm) y vapor de agua. Las celdas de combustible se consideran las plantas de energía a pequeña escala del futuro para la producción de electricidad y calor con una eficiencia superior al 60% y bajas emisiones.

Combustible para vehículos. El uso vehicular del biogás es posible y en la realidad se ha empleado desde hace bastante tiempo. Para esto, el biogás debe tener una calidad similar a la del gas natural, para usarse en vehículos que se han acondicionado para el funcionamiento con gas natural. La mayoría de vehículos de esta categoría han sido equipados con un tanque de gas y un sistema de suministro de gas, además del sistema de gasolina normal de combustible.

El biogás puede ser utilizado en motores de combustión interna tanto a gasolina como diesel. El gas obtenido por fermentación tiene un octanaje que oscila entre 100 y 110 lo cual lo hace muy adecuado para su uso en motores de alta relación volumétrica de compresión, por otro lado una desventaja es su baja velocidad de encendido.

Sin embargo su difusión está limitada por una serie de problemas:

-
- A fin de permitir una autonomía razonable el gas por su volumen debe ser almacenado en contenedores cilíndricos de alta presión (200 a 300 bar); este tipo de almacenamiento implica que el mismo deba ser purificado antes de su compresión.
 - La conversión de los motores es costosa (instalación similar a la del gas natural) y el peso de los cilindros disminuye la capacidad de carga de los vehículos.
 - Por último la falta de una adecuada red de abastecimiento y la energía involucrada en la compresión a gran escala de este tipo de uso.

3.3.3 Tratamiento del biogás en función de su uso

La necesidad y tipo de tratamiento depende de la composición del biogás y del uso que se le vaya a dar. El biogás suele contener ácido sulfhídrico que puede ser corrosivo si hay superficies metálicas. Además corroe el hormigón. También puede contener hidrocarburos. El gas fluye de los digestores saturado de vapor de agua, que también es perjudicial para las instalaciones y es necesario eliminarlo. En otros casos será preciso concentrar el gas, eliminando el CO_2 , que puede suponer del 60-40% en volumen (Yu et al., 2002).

Eliminación de partículas. Se trata de métodos sencillos que se basan en el uso de rejillas metálicas, trampas de agua o combinaciones de ambas.

Deshidratación. Condensadores. El biogás normalmente se encuentra saturado de vapor de agua. La eliminación del agua se realiza mediante su condensación en trampas frías. Si la digestión se realiza a 35 °C, el biogás contiene aproximadamente 35 g de agua por m^3 . La trampa fría o condensador aprovecha la diferencia de temperaturas entre el digestor y la temperatura ambiente exterior para condensar el agua en forma natural.

Eliminación de H_2S . El sulfhídrico es un compuesto altamente corrosivo por lo que su concentración debe reducirse por debajo de los niveles aceptables, para proteger las instalaciones de gas, motores, calderas y turbinas. Durante el proceso de digestión anaerobia, en el que se mantienen condiciones reductoras, en presencia de compuestos azufrados en el medio, se desarrollan bacterias sulfato reductoras que producen H_2S , en proporciones que pueden llegar al 1% en volumen.

La eliminación de H_2S del biogás se consigue por diferentes métodos, que básicamente se basan en una oxidación a azufre elemental, sólido. Se puede eliminar usando gran variedad de absorbentes en medio líquido u oxidantes en fase sólida.

Los métodos que utilizan absorbentes líquidos son preferiblemente usados si es necesario eliminar también CO_2 para alguna aplicación. Los métodos de eliminación en seco son en general mejores si no es necesario eliminar CO_2 y son más económicos, sobretodo en pequeñas instalaciones.

3.4 Subproducto estabilizado (bioabono)

Bio-fertilizante. Se define por su aporte de elementos minerales, especialmente nitrógeno. Como subproducto después de la generación de biogás, se obtiene materia orgánica estabilizada rica en elementos minerales. En función a la carga usada y el proceso seguido, esta materia orgánica, también conocida como bioabono puede presentarse de dos formas: líquida y sólida.

- **Bio-fertilizante en forma líquida:** proveniente de digestores continuos con una alta tasa de carga y un bajo contenido de sólidos totales (inferior al 12 %), el inconveniente de éste es su comercialización por el estado físico de su presentación.
- **Bio-fertilizante en forma sólida:** proveniente de digestores batch o semi-continuos con buen poder fertilizante, que luego de ser secado se puede comercializar sin problemas.

En general todos los productos orgánicos obtenidos, independientemente del proceso utilizado para su estabilización, son buenos acondicionadores o mejoradores de las propiedades físicas de los suelos, porque aportan niveles interesantes de materia orgánica estabilizada.

Presentan una textura física particular, de baja densidad (del orden de 0,5gr/cc) y baja resistencia mecánica; por lo tanto, la incorporación de estos substratos orgánicos en el suelo permite mejorar la estructura de éste, reduciendo problemas de compactación y susceptibilidad de erosión; además, incrementan la capacidad de retención de agua, así como el intercambio gaseoso, favoreciendo el desarrollo radical. Sin embargo, la clasificación como bio-fertilizante, depende de las características bioquímicas de las materias primas utilizadas, de forma que si éstas contienen altos niveles de nutrientes, generarán productos con características de fertilizantes orgánicos.

En un biodigestor de carga continua, la determinación del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH), permite definir el volumen de afluente o material de carga diaria, que tendrá el digestor durante toda su etapa de trabajo. Esta carga diaria de afluente, como máximo tiene un 8% de sólidos totales (ST). La entrada de este afluente, genera un volumen equivalente de efluente o material de descarga, que por lo general presenta alrededor de un 2% de ST.; además de una proporción de nutrientes y fuentes carbonadas disueltas.

Este efluente, dependiendo de su composición química puede utilizarse:

- Como fuente de nutrientes y/o riego en cultivos hidropónicos, en huertas de hortalizas.
- Para favorecer el crecimiento de plancton de algún medio acuático.

CAPÍTULO 4. Estudio y diseño del digestor anaeróbico propuesto

El digestor anaeróbico a escala piloto del Centro de Estudios de las Energías Renovables (CEENER), ubicado en el Instituto de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Baja California, es un sistema diseñado para tratar residuos sólidos orgánicos y también aguas residuales. El diseño del equipo tiene como propósito ser utilizado en investigación y desarrollo.

4.1 Descripción general de la propuesta tecnológica

El digestor anaeróbico propuesto, es un sistema diseñado con el objetivo principal de estudiar el procesamiento de los residuos sólidos orgánicos del sector residencial (desperdicios de comida y residuos de jardín). Además, tiene la capacidad de tratar aguas residuales (domiciliarias, industriales, agrícolas, etc.), así como realizar co-digestión anaeróbica utilizando diferentes tipos de residuos orgánicos, esto último con la finalidad de aumentar el rendimiento en la producción de biogás.

El sistema está compuesto de una sola etapa y puede funcionar bajo dos modos de operación: CSTR o UASB. El proceso de digestión para este estudio de investigación, se realizó bajo condiciones mesofílicas (temperatura de 35°C con una variación de $\pm 2^\circ\text{C}$), dicha temperatura se logra mantener con la ayuda de un subsistema de calentamiento solar acoplado al sistema de digestión. La selección del modo de operación se basa principalmente en la cantidad disponible de los residuos sólidos orgánicos que se acumulen diariamente.

Al operar el digestor en modo CSTR, se hace de una forma más sencilla en comparación al modo UASB, ya que el sustrato se alimenta por la parte de abajo y se debe esperar a que se cumpla un cierto tiempo de retención hidráulico (TRH), saliendo el sustrato agotado por la parte de arriba. La alimentación al digestor puede ser en forma semi-continua o por lotes (batch). Para mantener una distribución uniforme del sustrato, microorganismos y temperatura interna, se utiliza un sistema de agitación mecánica (agitador de hélices). A diferencia del modo UASB, el TRH del modo CSTR es más alto, debido a que se adecua a la cantidad de residuo disponible, con lo cual se logra un mayor agotamiento del sustrato.

Por otro lado, la operación en modo UASB, lo hace en régimen continuo y flujo ascendente, es decir, el influente (sustrato) entra por la parte inferior del tanque atravesando todo el perfil longitudinal y sale por la parte superior (efluente). Se considera un sistema trifásico ya que la biomasa activa (los microorganismos) se agrupan formando biogránulos los cuales se mantienen suspendidos debido al flujo ascendente del sustrato, denominado como volumen nominal (VN) de tratamiento efectivo y que corresponde a la primer fase del sistema, la segunda fase pertenece al líquido tratado (sedimentación y clarificación del sustrato) y por último, la tercer fase corresponde al volumen de recolección de gas el cual tiene incorporado un separador de gas-líquido, de esta forma se obtiene un corto TRH y una alta eficiencia de tratamiento.

En la Figura 2 se muestra el esquema del sistema de digestión anaeróbico completo.

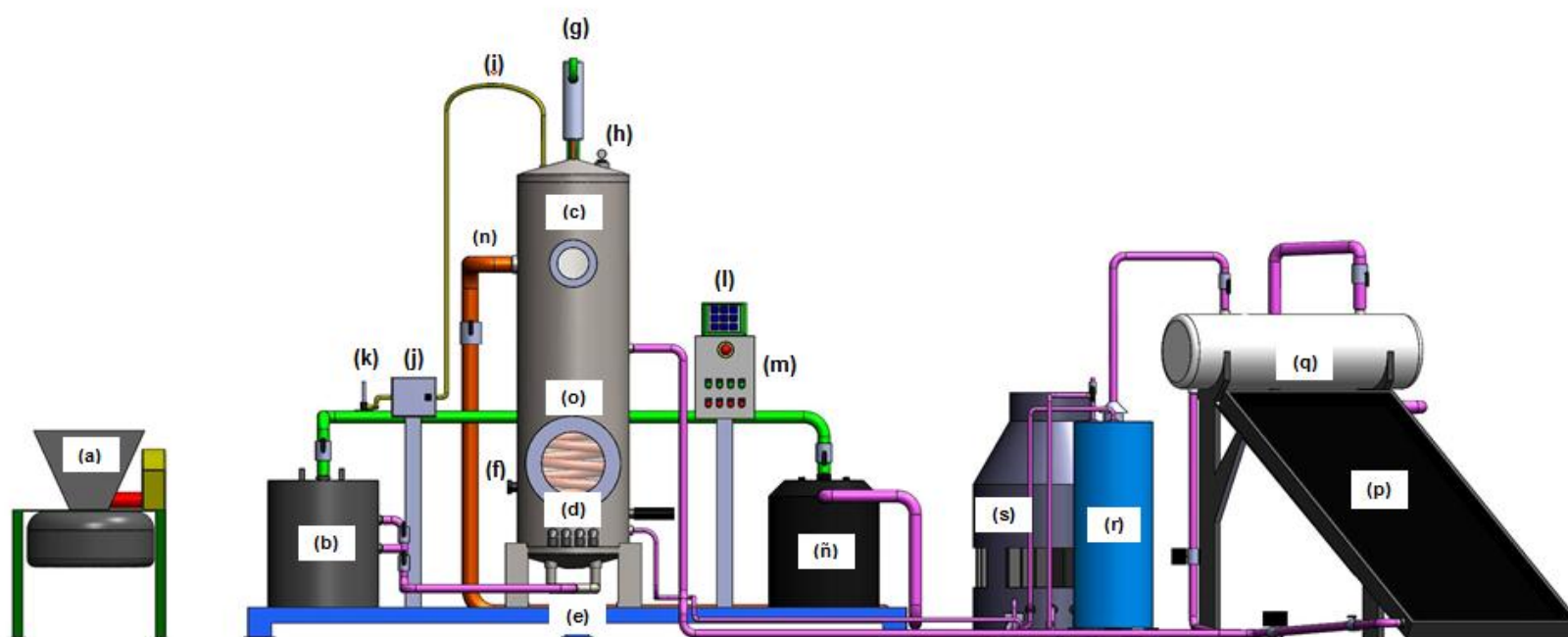


Figura 2. Diagrama esquemático del digestor anaeróbico a escala piloto:

(a) Molino triturador, (b) Tanque de mezclado "influyente", (c) Digestor anaeróbico, (d) Puntos de muestreo, (e) Tubería de alimentación al digestor, (f) Entradas para sensores, (g) Separador de líquido y biogás, (h) Manómetro, (i) Salida de biogás, (j) Medidor de flujo de biogás, (k) Quemador de biogás, (l) Panel fotovoltaico, (m) Sistema de control, (n) Salida del sobrenadante o formación de espuma, (ñ) Tanque de recepción del líquido tratado "efluente", (o) Serpentín de calentamiento, (p) Colector solar CPC, (q) Tanque de almacenamiento, (r) Calentador auxiliar y (s) Torre de enfriamiento.

4.2 Dimensionamiento

Existen diversos factores importantes que deben considerarse al diseñar un sistema de digestión anaeróbica para tratar los residuos sólidos orgánicos del sector residencial, los cuales pueden ser agrupados en condiciones de operación, restricciones de diseño, características de los residuos orgánicos (composición y cantidad), condiciones ambientales (temperatura ambiente), entre otros. Además, debe definirse el tipo de digestor que se desea dimensionar en base a las características del residuo a tratar y el proceso de pre-tratamiento.

Considerando lo anterior, se debe buscar un adecuado diseño del digestor para la biodegradación y estabilización de los residuos, así como para un mayor rendimiento en la producción de biogás.

Con la finalidad de seleccionar la tecnología que mejor se adapte al tipo y cantidad de residuos, se realizó un estudio comparativo de las diferentes tecnologías de digestión anaeróbica (ver Tabla 1, Tabla 2 y Tabla 3), donde surgió la idea de diseñar un digestor flexible que pudiera operar bajo dos modos de funcionamiento, como CSTR o UASB.

Definición de las variables:

Para poder dimensionar una planta de procesamiento de residuos sólidos orgánicos para la producción de biogás, se deben considerar principalmente los siguientes parámetros operacionales, que corresponden a las variables de entrada para ambos modos de funcionamiento (CSTR y UASB):

- **CRO** = Cantidad de Residuo Orgánico a ser procesado en kg/día.
- **DH₂O** = Densidad del Agua en kg/m³. El valor que se da es 1000 kg/m³. Y este valor servirá para calcular la cantidad de agua necesaria para la dilución del residuo y a su vez calcular el flujo volumétrico.
- **DRO** = Densidad del Residuo Orgánico en kg/m³. La densidad del residuo se puede determinar experimentalmente o establecerse en base a datos reportados por bibliografía, el cual, señala que para residuos de comida, la densidad anda alrededor de 780 kg/m³ (**Nathan y Pragasen, 2011**). Al igual que la densidad del agua, este dato es muy importante para el cálculo del flujo volumétrico.
- **TRH** = Tiempo de Retención Hidráulico, es el lapso durante el cual el sustrato permanece en el digestor. Este parámetro se determina según criterios económicos. El tiempo de retención hidráulico es mucho más corto que el tiempo total necesario para la completa digestión del sustrato y viene dado por la temperatura de trabajo del digestor. El TRH puede definirse en base a datos reportados en bibliografía o bien, se pueden hacer corridas experimentales para determinarlo.

-
- **FSVR** = Fracción de Sólidos Volátiles del Residuo. Este valor indica la cantidad de sólidos volátiles que contiene el residuo por cada kg de materia orgánica y que servirá para calcular la cantidad de agua necesaria para la preparación del sustrato. Este dato se puede obtener mediante los análisis físico-químicos en la caracterización del residuo o por datos reportados de diferentes autores.
 - **FSVS** = Fracción de Sólidos Volátiles del Sustrato, se refiere a la cantidad de sólidos volátiles que contiene el sustrato (residuo + agua). Es muy importante determinarlo, ya que este valor será utilizado para calcular la cantidad de agua necesaria para la preparación del sustrato, es decir, significa la concentración en base a los sólidos volátiles a la que será alimentado el digestor. La FSVS se considera un factor determinante en la producción de biogás, ya que por cada kg de sólido volátil degradado, habrá una reducción del contenido orgánico alimentado y por consiguiente, esta reducción de materia orgánica será convertida a metano.
 - **VCO** = Velocidad de Carga Orgánica. Indica con cuanta materia orgánica debe ser alimentado el digestor diariamente. La carga del digestor se calcula en kg de masa orgánica en base a los sólidos volátiles (SV) que contenga el sustrato, por metro cúbico del digestor por día ($\text{kg SV/ m}^3 \text{ día}$). Largos tiempos de retención producen una menor carga del digestor. Si la carga del digestor es demasiado alta, baja el valor del pH, es decir, la planta se queda estancada en la fase ácida porque hay más materia orgánica que bacterias de metano.

La carga orgánica al igual que el tiempo de retención, se puede basar en datos reportados en bibliografía o determinarse por medio de corridas experimentales midiendo la cantidad de sólidos volátiles o DQO remanente en el sustrato en cuestión, hasta llegar al punto máximo de carga evitando que se acidifique el sustrato dentro del reactor y se tenga una alta tasa de degradación de la materia orgánica.

Debido a que el principio de operación y metodología de diseño son diferentes en un digestor CSTR y UASB, se realizó un estudio paramétrico y dimensionamiento por separado, haciendo converger las dimensiones del digestor con la finalidad de obtener un solo tanque, sin afectar la operatividad de cada modo de funcionamiento.

4.2.1 Metodología de dimensionamiento del digestor bajo el modo de funcionamiento CSTR

En la Figura 3, se muestra el diagrama de flujo de la metodología para el dimensionamiento de un digestor tipo CSTR, donde primeramente se establecen las especificaciones y restricciones del diseño, posteriormente se calculan las dimensiones del digestor, tanque de mezclado (preparación del sustrato), producción de biogás (metano), producción de energía y volumen de almacenamiento de biogás.

Para estimar la cantidad de residuos orgánicos (CRO) del sector residencial, se debe realizar una auditoría de residuos, la cual puede ser diaria, semanal, mensual o anual (**Ojeda-Benitez, 2005; Curry y Pillay, 2012**). Una vez establecida la cantidad de residuos disponibles, se debe determinar la densidad del residuo orgánico (DRO) y su fracción de sólidos volátiles (FSVR), donde este último, normalmente varía en un rango del 0.80-0.97 en relación a los sólidos totales (**Zhang et al., 2007**).

Antes de calcular la cantidad de agua (CH_2O) para la preparación del sustrato, es importante definir la concentración a la que se diluirá el residuo para no afectar la estabilidad del sistema (evitar la disminución del pH), por lo que la fracción de sólidos volátiles del sustrato (FSVS) debe establecerse en un rango de 0.2 a 0.12 (**Curry y Pillay, 2012**).

El cálculo del volumen total (VT) del digestor se basa en el flujo volumétrico (Q) y el TRH, donde para este último, **Tchobanoglous et al., (2004)** recomienda un rango que va de 10-30 días, sin embargo, hay otros autores que manejan rangos mayores, de 10-60 días (**Stronach et al., 1986; Kaul y Nandy, 1997**). El volumen líquido (VL) se calcula multiplicando el VT por una fracción de 0.7, este 70% corresponde al líquido total ocupado en el digestor, tomando en cuenta que el resto (30%) será para el volumen ocupado por el gas (VG) (**Hessami, et al., 1996**).

La velocidad de carga orgánica (VCO) se basa en la carga diaria de sólidos volátiles (SV) del sustrato por cada metro cúbico del digestor y está en función de Q, de la concentración de sólidos volátiles del sustrato (CSV) y del VT. La velocidad de carga orgánica requerida (VCOR) en digestores de CSTR es $<10 \text{ kg SV/m}^3 \text{ d}$ (**Mata-Alvarez, 2003**), en la metodología hay una restricción que consiste en verificar si la VCO calculada se encuentra dentro del rango recomendado, de ser así, se procede a calcular la altura total (HT) del digestor, si no, se regresa a modificar la FSVS con la finalidad de dimensionar el digestor bajo unas condiciones de operación que proporcionen estabilidad al proceso. Para calcular la HT del digestor, primeramente debe definirse su diámetro en base al VT, buscando una relación altura total/diámetro del digestor (HT/DD) que facilite la agitación y proporcionalidad geométrica.

El cálculo de las dimensiones del tanque para la preparación del sustrato, se basa principalmente en el VT del digestor y depende de la frecuencia con la que se desee preparar el sustrato, normalmente se recomienda calcular el volumen total del tanque de mezclado (VTM) dividiendo el VT del digestor entre 5. Para evitar derrames del sustrato, se recomienda incrementar en un 10% el VTM. La altura del tanque de mezclado (HTM) se calcula utilizando una relación que puede ir de 1.25 a 3 veces el diámetro del tanque de mezclado (DTM).

La producción de biogás, metano y energía, se calcularon considerando un factor de producción de biogás ($F_{\text{BIOGÁS}}$) para residuos de alimentos de $0.37 \text{ m}^3/\text{kg SV}$ (**Curry y Pillay, 2012**); una fracción de concentración de metano (FC_{CH_4}) que se encuentra en un rango de 0.6-0.7; una densidad del metano (D_{CH_4}) a 35°C de 0.6346 g/L y un contenido energético del metano (CE_{CH_4}) igual a 50.1 kJ/g (**Tchobanoglous et al., 2004**).

Finalmente, se calcula el volumen de almacenamiento de biogás (VAB) externo al digestor, se recomienda un rango entre 1.2 a 2.8 veces el VT del digestor (**NRCS, 1999; EPA, 2000**).

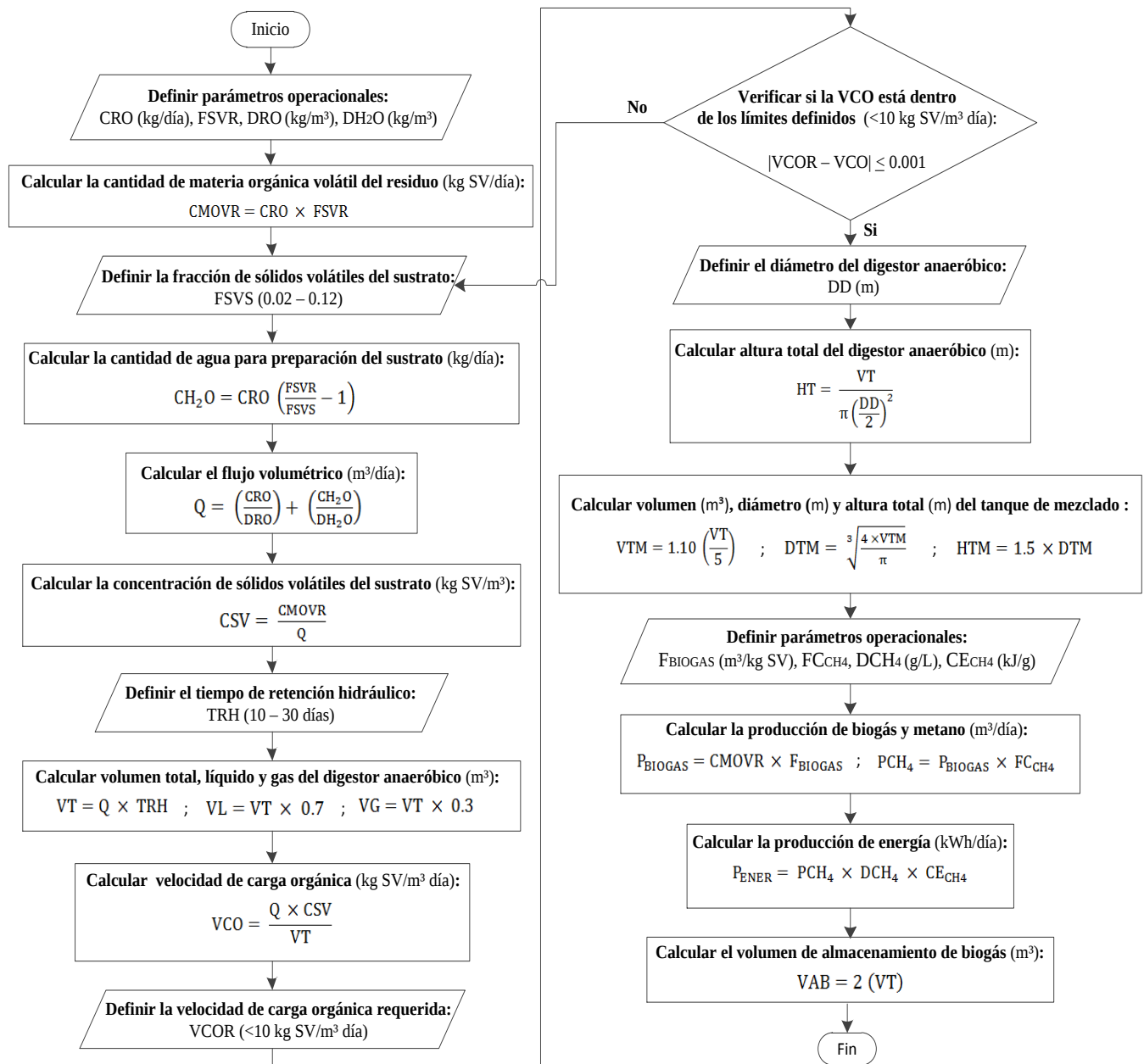


Figura 3. Procedimiento para dimensionar un digester CSTR

4.2.2 Metodología de dimensionamiento del digestor bajo el modo de funcionamiento UASB

La Figura 4, muestra el procedimiento para dimensionar un digestor tipo UASB. Una vez conocida la cantidad de residuo disponible, se determina la DRO y la demanda química de oxígeno del residuo (DQOR) para establecer las condiciones de alimentación al digestor en base a la demanda química de oxígeno del sustrato (DQOS).

Tomando en cuenta que para el dimensionamiento de un digestor UASB, la DQOS puede determinarse experimentalmente o en base a datos reportados por bibliografía. **Tchobanoglous et al., (2004)** recomienda un rango de 5-15 kg DQO/m³ a 35°C. Estos parámetros se utilizan para calcular la CH₂O necesaria para la preparación del sustrato.

En este tipo de digestor, la VCO se basa en la carga diaria de DQO del sustrato por cada metro cúbico del digestor. **Tchobanoglous et al., (2004)** recomienda que la VCO se establezca en un rango de 3-24 kg DQO/m³ d, aunque hay otros autores que manejan rangos mayores que van de 10-30 kg DQO/m³ d (**Stronach et al., 1986; Kaul y Nandy, 1997**).

Antes de calcular el VT del digestor se debe obtener el volumen nominal de tratamiento efectivo (VN), es decir, donde se lleva a cabo la reacción y que está en función de Q, DQOS y VCO. El VL se basa en el VN y un factor de efectividad (E), que corresponde a una proporción del volumen efectivo de trabajo en la degradación de la materia orgánica y que se maneja en un rango de 0.8-0.9 (**Tchobanoglous et al., 2004**).

El VT del digestor, está dado por el VL multiplicado por una fracción de 0.7. Para calcular el área transversal (A) y el diámetro del digestor (DD), se debe establecer la velocidad de flujo ascensional (V). El rango de operación recomendado es de 0.5-1.25 m/h (**Tchobanoglous et al., 2004**). La altura del gas (HG) se calcula multiplicando la altura del líquido (HL) por un factor de recolección de gas (FG) de 0.3 (**Tchobanoglous et al., 2004**). Para obtener las dimensiones del tanque de mezclado (VTM, DTM y HTM) se realiza el mismo procedimiento utilizado en el dimensionamiento del digestor de CSTR.

Para estimar la producción de biogás, metano y energía, se considera lo siguiente: una fracción de demanda química de oxígeno degradada (FDQO_{DEG}) en un rango de 0.7-0.8; un factor de metano generado (FCH₄_{GEN}) a 35°C de 0.40 m³/kg DQO; una FC_{CH₄} de 0.6-0.7; una DCH₄ a 35°C de 0.6346 g/L y un CE_{CH₄} igual a 50.1 kJ/g (**Tchobanoglous et al., 2004**). Finalmente se determina el VAB utilizando la misma ecuación que en el dimensionamiento de CSTR.

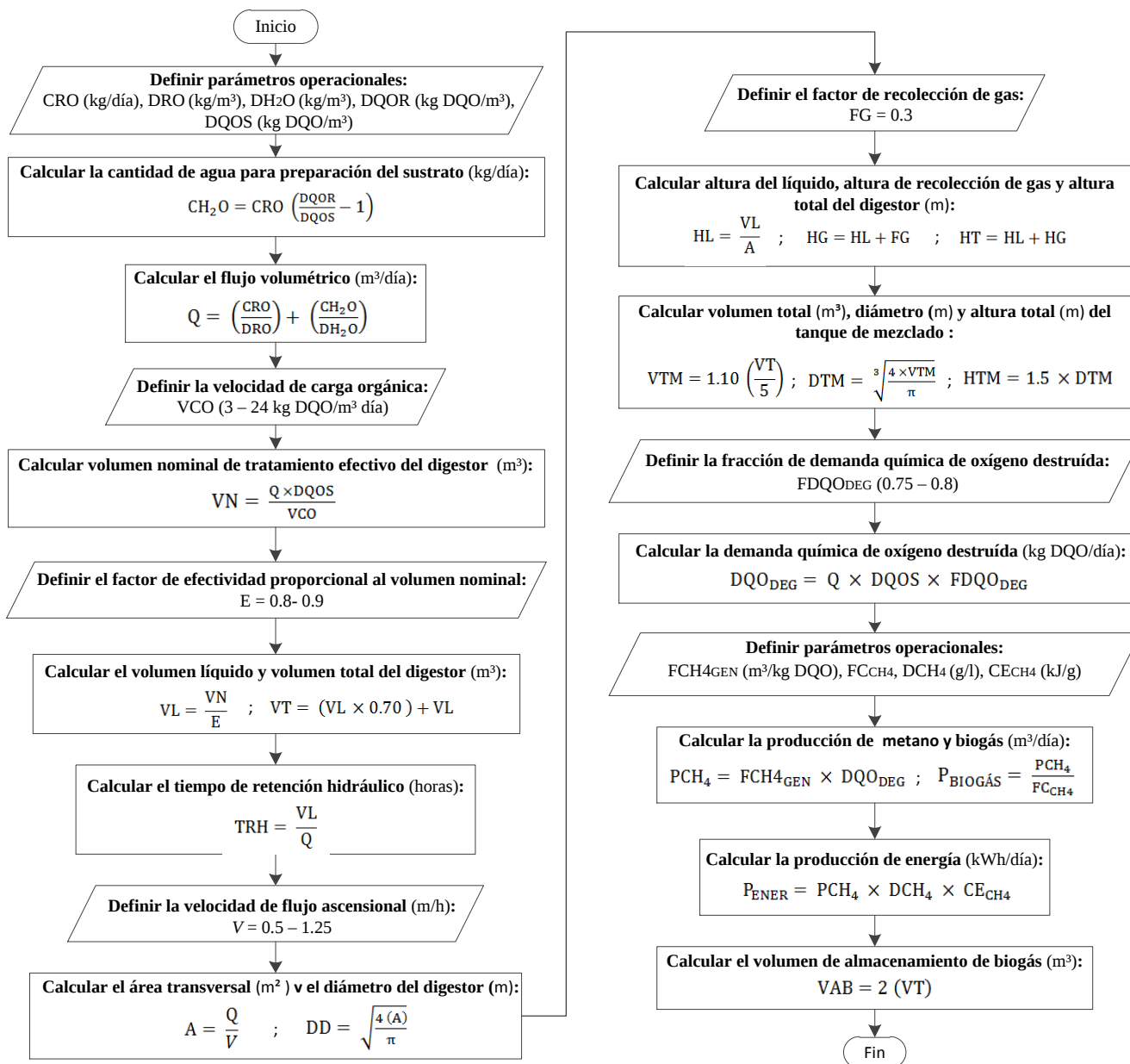


Figura 4. Procedimiento para dimensionar un digestor UASB

4.3 Estudio paramétrico

Para diseñar un digestor que cuente con la flexibilidad para operar en dos modos de funcionamiento (CSTR y UASB), adaptándose a la cantidad y composición de los residuos orgánicos a tratar, es necesario realizar un estudio de la influencia que tienen las dimensiones del digestor en el comportamiento operativo del mismo.

Los aspectos más importantes en el diseño de un digestor anaeróbico son: la CRO, CMOVR, FSVR, DQOR, Q, VCO, TRH, entre otros. Enfocando a los residuos orgánicos como una fuente para producir un biocombustible, es importante conocer la cantidad de biogás producido por unidad másica de residuo y su concentración de metano.

4.3.1 Comportamiento de las principales variables de diseño y operación para un digestor CSTR

En la Figura 5, se puede observar que conforme incrementa la CRO se demanda un mayor Q al digestor y al incrementar el TRH de 10 a 30 días para un DD de 0.7 m, una composición del residuo de 87.1% (FSVR = 0.87) y una concentración del sustrato de 7% (FSVS = 0.07), se requiere un aumento del 100% en el volumen y altura del digestor.

El TRH es un parámetro crítico para lograr el nivel de agotamiento óptimo de la materia orgánica, por ende, esto tiene que complementarse con una parte experimental verificando el nivel de agotamiento deseado para cumplir con las normas ambientales. En este caso, se define la condición ideal teniendo como punto de agotamiento un TRH de 10 días (límite inferior de agotamiento del efluente para un digestor CSTR), obteniendo como punto de diseño un digestor con un VT de 1.02 m³ y una HT de 2.6 m, con una capacidad de procesamiento de hasta 8.2 kg/día de residuos orgánicos, pero si la CRO tiende a bajar de su punto de diseño debido a la variabilidad de la generación de residuos, existen dos opciones para establecer las condiciones de operación del digestor: la primera es disminuir el nivel del tanque y la segunda es incrementar el TRH conservando el volumen máximo de digestión. Para este caso se recomienda la segunda opción, ya que al aumentar el TRH sin desaprovechar el volumen del digestor, se obtiene un agotamiento mayor del efluente. De acuerdo con lo descrito, dentro del modo de funcionamiento del digestor CSTR, se recomienda un rango de operación de 0.1 a 8.2 kg/día de RSO (variabilidad permitida).

La Figura 6 muestra la influencia de la CRO sobre el comportamiento del TRH, partiendo del punto de diseño, conforme disminuye la CRO se incrementa el TRH y si se conserva el volumen máximo de digestión se logra un mayor agotamiento de la materia orgánica del efluente.

A manera de ejemplo y partiendo del punto de diseño, se puede establecer que la CRO disminuye a 4.4 kg/día, lo cual demanda un volumen de tanque de 0.54 m³ y un flujo de alimentación de 0.054 m³/día, pero si se conserva el volumen de tanque de diseño (1.02 m³) con el nuevo flujo de alimentación al digestor (0.054 m³/día), ajustando la descarga para conservar el volumen máximo de digestión, se mantiene la misma concentración del sustrato alimentado, teniéndose ahora un mayor TRH (19 días) y a su vez, un mayor agotamiento del efluente.

Es de esta forma como se recomienda operar el digestor anaeróbico CSTR para diferentes cantidades de residuos orgánicos.

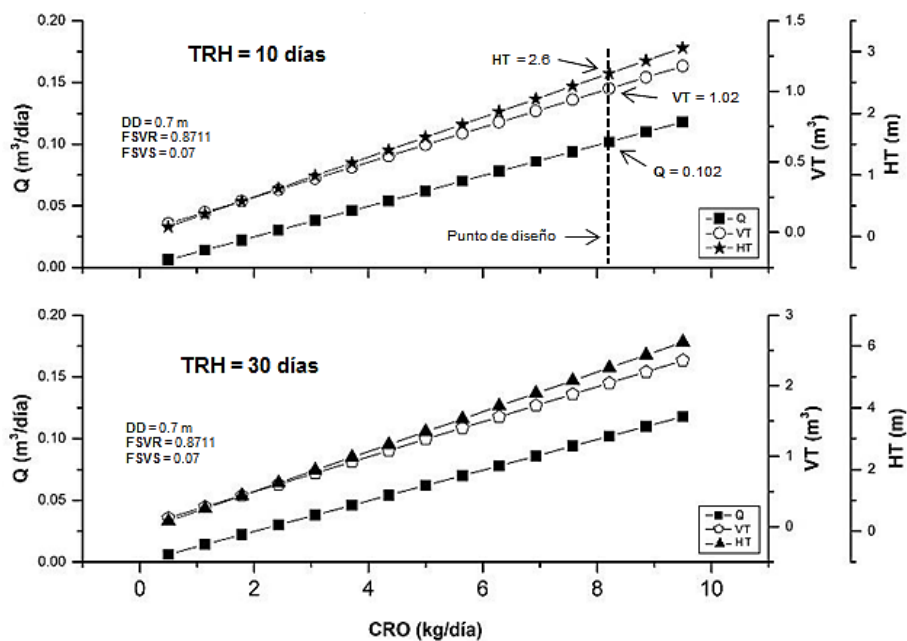


Figura 5. Influencia de la CRO sobre el comportamiento de las principales variables del sistema.

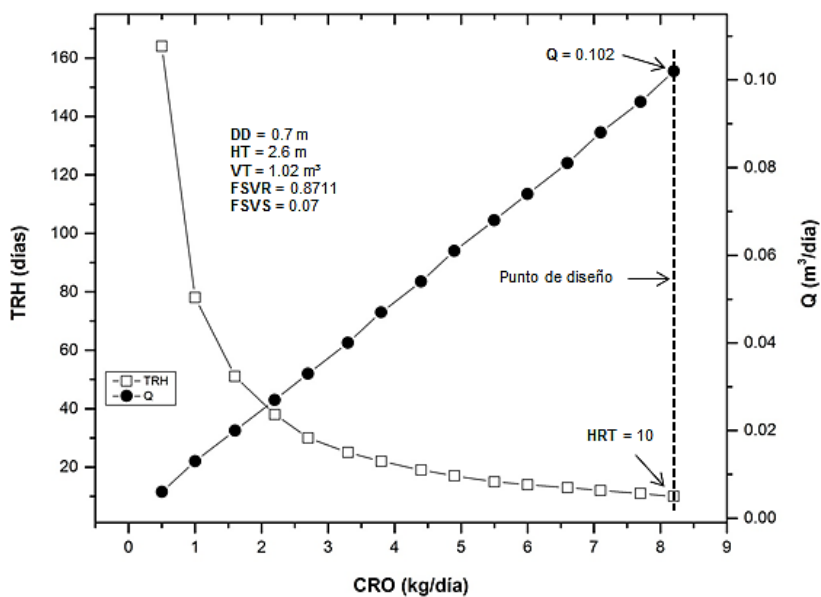


Figura 6. Influencia de la CRO sobre el comportamiento del TRH.

La variación de la concentración y cantidad de los residuos sólidos orgánicos del sector residencial depende de los hábitos alimenticios de la sociedad. Por esta razón se analiza el efecto que tienen las variables operacionales (FSVR, FSVS, CMOVR y VCO) en el dimensionamiento del digestor y en la producción de biogás estimada.

La Figura 7, muestra la variación del FSVR y su influencia en las principales variables de diseño del digestor. Se observa que al aumentar la concentración del residuo (FSVR) se incrementa el flujo volumétrico del sustrato. Esto se debe a que para conservar la misma concentración del sustrato (FSVS) es necesario realizar una mayor disolución de los residuos orgánicos, dando como resultado un incremento en las dimensiones del digestor (mayor volumen y por ende mayor altura del tanque). Al igual que en la discusión de la CRO se recomienda operar con una concentración del residuo menor o igual a 87.1% donde se debe ajustar la operación al volumen de diseño del digestor.

El FSVS o la VCO juegan un papel muy importante en el dimensionamiento del digestor, ya que como se puede observar en la Figura 8, al aumentar la concentración del sustrato, el flujo volumétrico, volumen y altura del digestor disminuyen, lo cual tiende a aumentar la rentabilidad de este tipo de proyectos, sin embargo, se recomienda una operación en un rango de 2 a 12 % de sólidos volátiles en el sustrato (Curry y Pillay, 2012). Pero es importante mencionar que al aumentar la concentración del sustrato, se corre el riesgo de sobre alimentar el digestor y tener como consecuencia una caída de pH afectando a los microorganismos metanogénicos.

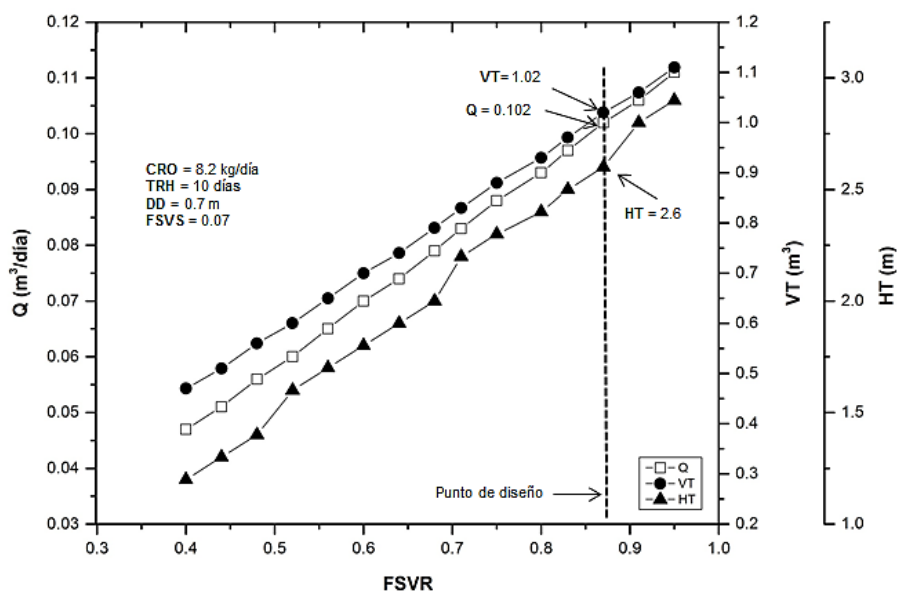


Figura 7. Influencia en la variación de concentración del residuo orgánico (FSVR) sobre el comportamiento de las principales variables del sistema.

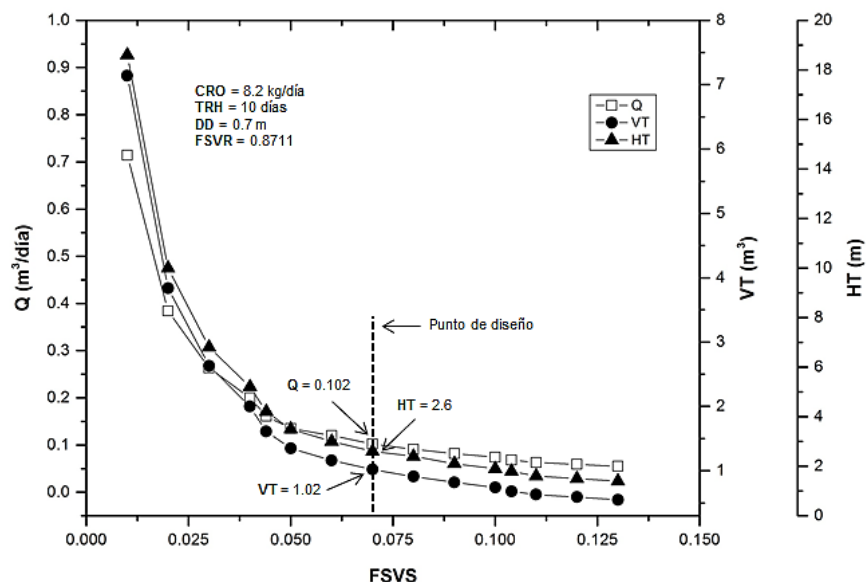


Figura 8. Influencia en la variación de concentración del sustrato (FSVS) sobre el comportamiento de las principales variables del sistema.

Como se puede observar en la Figura 9 y Figura 10, al haber un aumento en la CRO y FSVR hay un incremento en la producción de biogás, por lo que si se desea aumentar la producción de biogás teniendo un residuo orgánico en específico, se puede recurrir a la recolección de más residuos o por medio de la co-digestión anaeróbica formulando dietas especiales para los microorganismos anaeróbicos sin olvidar la relación Carbono/Nitrógeno (C/N).

Siguiendo con el concepto de flexibilidad en los modos de operación del digestor anaeróbico (CSTR y UASB), es necesario prestar especial atención a la relación altura/diámetro (HT/DD), ya que de ello depende la correcta homogenización del sustrato en el digestor CSTR y la obtención de la velocidad ascensional que permite la correcta operación de un digestor UASB, es por ello que se deben buscar las dimensiones que satisfagan ambos requerimientos.

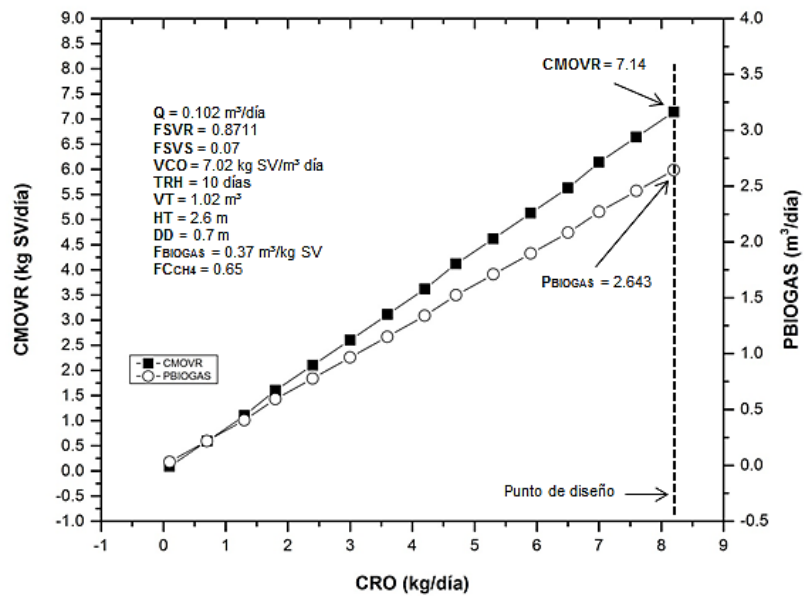


Figura 9. Variación de la CRO y su efecto en el comportamiento de la producción de biogás estimada.

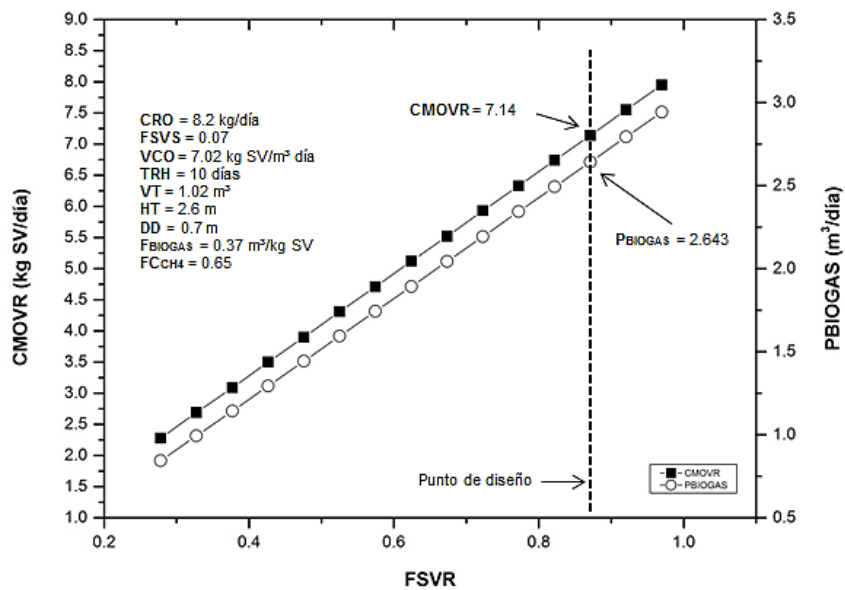


Figura 10. Variación de la concentración del residuo (FSVR) y su efecto en el comportamiento de la producción de biogás estimada.

Una vez calculado el volumen del digestor, se tiene la opción de variar el diámetro, considerando que su incremento tiende a reducir la altura del tanque, tal y como se observa en la Figura 11.

Cuando se diseñan digestores anaeróbicos tipo CSTR con diámetros muy grandes en relación a su altura ($HT < 3.5 DD$), la agitación se complica y para solucionarlo hay que introducir varios agitadores laterales para poder tener una mezcla del sustrato y temperatura homogénea dentro del digestor dando como resultado un incremento en sus componentes y costo del digestor.

En el diseño de los digestores anaeróbicos UASB es más crítica la relación HT/DD ya que, al no lograr una correcta velocidad de flujo ascensional no se obtiene una adecuada fluidización del sustrato o si dicha velocidad es muy elevada podría haber salida de sustrato no agotado (materia orgánica + microorganismos metanogénicos) debido a que no se cumplió con el TRH requerido.

Es por eso que en el diseño de la planta piloto se estableció un diámetro de 0.7 m, con una altura correspondiente de 2.6 m y un volumen de 1.02 m³, logrando un compromiso entre el comportamiento operativo de ambos modos de operación (CSTR y UASB), obteniendo un digestor anaeróbico que se adapta a la cantidad y composición de los residuos sólidos orgánicos del sector residencial.

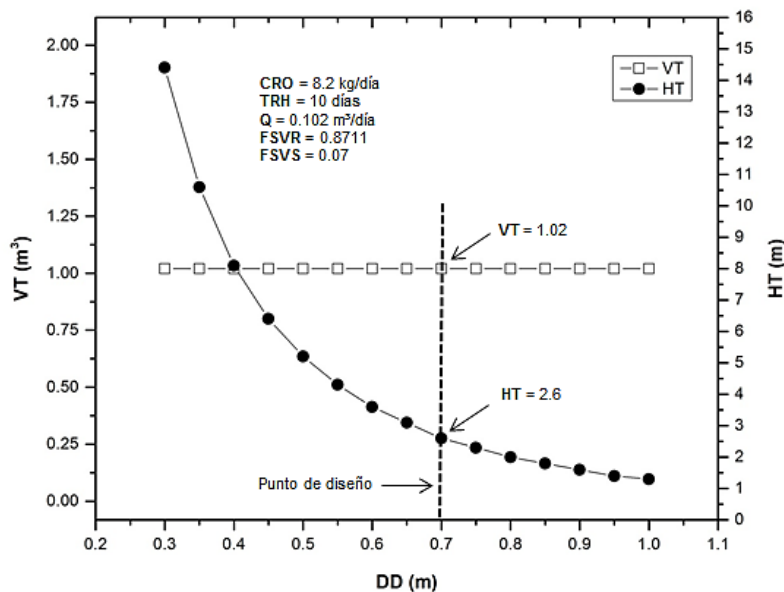


Figura 11. Relación altura/diámetro (HT/DD) a volumen constante del digestor.

4.3.2 Comportamiento de las principales variables de diseño y operación para un digestor UASB

Al diseñar un digestor tipo UASB que cuente con la flexibilidad para adaptarse a la cantidad y composición de los residuos orgánicos a tratar, es necesario hacer un análisis de la influencia que tiene el comportamiento operativo del digestor en las dimensiones que previamente fueron establecidas en el digestor tipo CSTR, buscando no violar ninguna de las restricciones que demandan una correcta operación del sistema propuesto.

Es importante mencionar que para seguir con el concepto de flexibilidad de operación en el procesamiento de los residuos sólidos orgánicos para el digestor UASB, es necesario hacer un pre-tratamiento mecánico (trituración) y térmico (cocción) de los residuos, obteniendo un adecuado tamaño de partícula que pueda ser procesado en este modo de operación.

En la Figura 12, se observa que al incrementar la CRO aumentan las dimensiones del digestor: DD, VT y área transversal (A); de igual forma se demanda un mayor Q. La altura del digestor y el TRH varía de manera despreciable, ya que estas dos variables dependen directamente de la demanda química de oxígeno del sustrato ($DQOS = 3.5 \text{ kg DQO/m}^3$), la velocidad de carga orgánica ($VCO = 13.7 \text{ kg DQO/m}^3 \text{ día}$) y la velocidad de flujo ascensional ($V = 0.3 \text{ m/h}$).

Dentro de las especificaciones del digestor tipo UASB, se debe considerar el VN y el VL, ambos volúmenes aumentan a la misma razón que se incrementa el VT del digestor, tal y como se observa en la Figura 13.

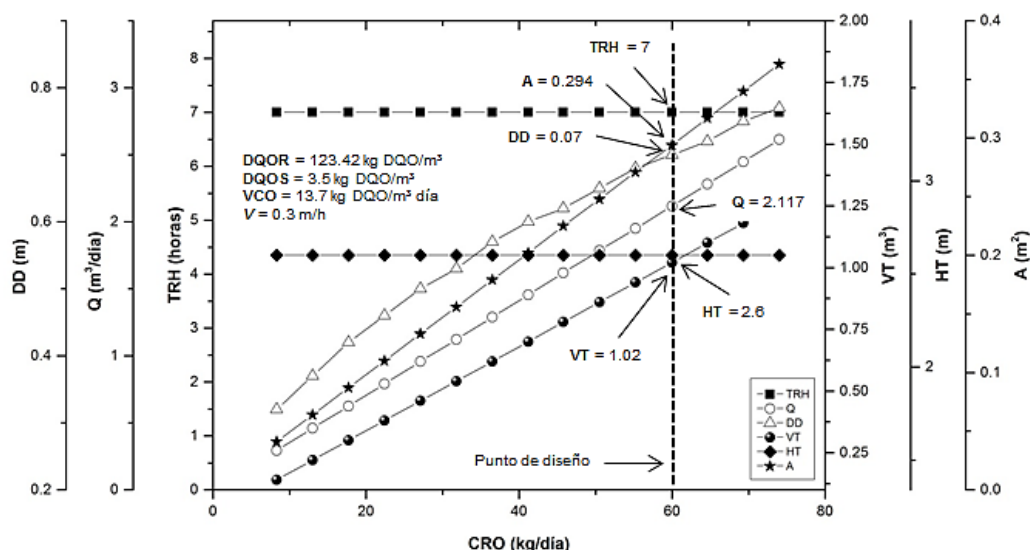


Figura 12. Influencia de la CRO sobre el comportamiento de las principales variables del sistema.

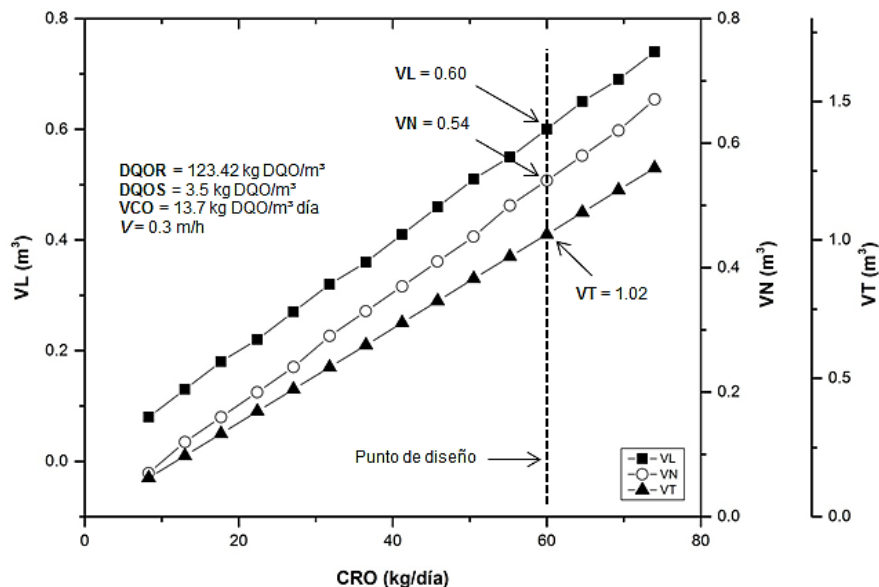


Figura 13. Influencia de la CRO sobre el comportamiento del VN, VL y VT del digestor.

Estableciendo como datos de diseño las dimensiones que se fijaron en el modo de operación de CSTR ($VT=1.02 \text{ m}^3$, $HT=2.6 \text{ m}$ y $DD=0.7 \text{ m}$), en la Figura 12, se observa que para el modo de funcionamiento de UASB se puede procesar una mayor CRO (hasta 60 kg/día), lo cual permite adaptarse a una variación en la generación de residuos orgánicos que puede ir de 8.2 a 60 kg/día , tomando como límite inferior la cantidad máxima de residuos que se pueden procesar en el modo de operación de CSTR.

En el caso de contar con una cantidad de residuos orgánicos menor a la del punto de diseño (60 kg/día) se recomienda hacer uso de la recirculación del efluente para mantener una velocidad de flujo ascensional (V) en el rango de 0.5 a 1.25 m/h , con lo cual se logra mantener en suspensión a los microorganismos anaeróbicos, haciendo más efectivo el contacto con la materia orgánica presente en el sustrato. Al hacer uso de la recirculación del efluente, se incrementa la población bacteriana, se tiene un mayor TRH el cual se logra con el aumento del tiempo de retención de los microorganismos y como consecuencia se obtiene un mayor agotamiento de la materia orgánica, teniendo un mejor funcionamiento del digestor cuando se tengan cantidades menores de residuos orgánicos a la del punto de diseño.

A parte de determinar la cantidad del residuo orgánico que se va a procesar, es muy importante conocer la composición expresada en kg DQO/m^3 , ya que de ello dependen las dimensiones y operación del digestor anaeróbico.

En la Figura 14 y Figura 15, se muestran los puntos de diseño para diferentes concentraciones del residuo (DQOR), pudiéndose apreciar el nivel de influencia que se tiene en el dimensionamiento del digestor tipo UASB.

También se puede observar que al incrementar la DQOR aumentan todas las variables de diseño, excepto la HT y el TRH los cuales varían de manera despreciable, ya que como se mencionó anteriormente en la Figura 11, estas dos variables dependen directamente de la DQOS, VCO y V.

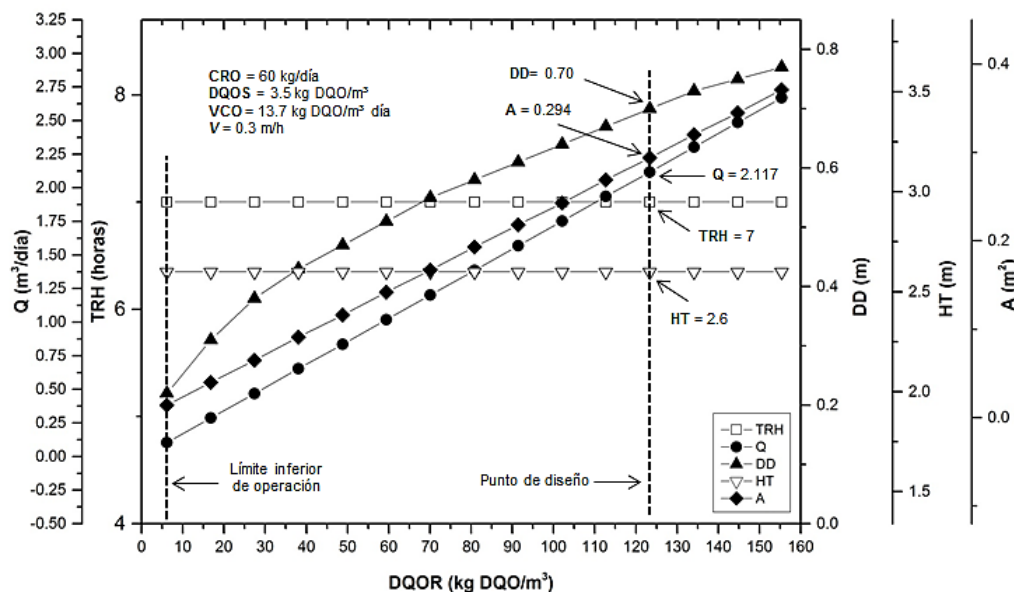


Figura 14. Influencia de la DQOR sobre el comportamiento de las principales variables del sistema.

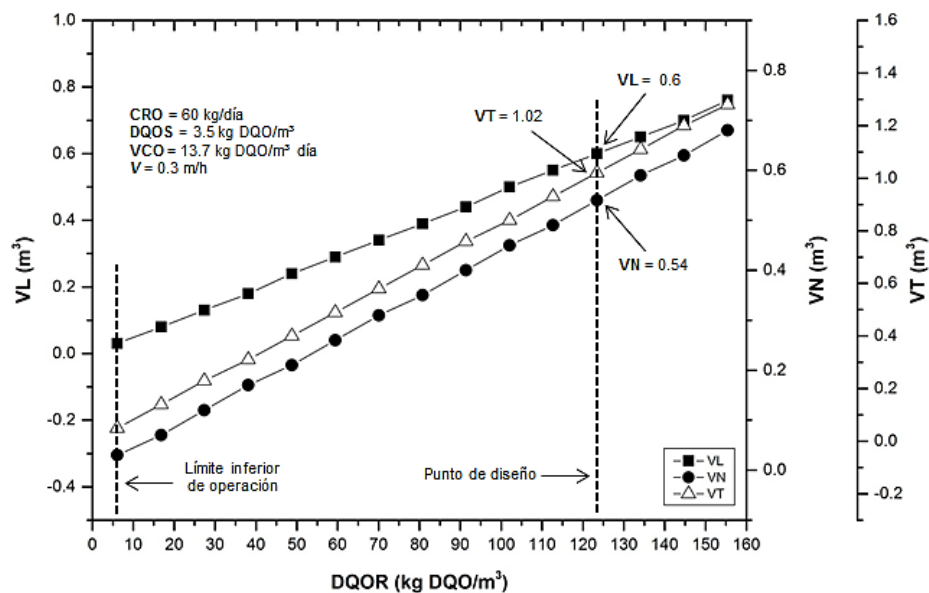


Figura 15. Influencia de la DQOR sobre el comportamiento del VN, VL y VT del digestor.

Para subsanar la variabilidad de la concentración del residuo, manteniendo las mismas dimensiones de diseño del digestor tipo CSTR en el digestor tipo UASB, en la Figura 13 se observa que la máxima DQOR permisible es de 123.42 kg DQO/m³ y cuando se tengan menores concentraciones se optará por hacer uso de la recirculación del efluente para compensar el descenso de Q, lo cual favorece la operación del digestor, ya que disminuye el TRH, aumenta el tiempo de retención de los microorganismos y a su vez el agotamiento del sustrato es mayor. El límite inferior de operación de DQOR (6.1 kg DQO/m³) en el digestor tipo UASB, corresponde al punto máximo permisible en la operación del digestor tipo CSTR.

Antes de alimentar el digestor anaeróbico, se debe preparar el sustrato en base a la cantidad y concentración de los residuos orgánicos disponibles, adaptándose al rango de operación en CSTR o UASB.

En la Figura 16 y Figura 17, se muestran los puntos de diseño del digestor para diferentes concentraciones del sustrato (DQOS), donde el comportamiento o tendencia de las variables se debe a que al incrementar la DQOs se disminuye el agua de dilución, lo cual provoca un descenso del Q y para conservar la misma velocidad de flujo ascensional ($V = 0.3$ m/h) es necesario disminuir el área transversal, esto se logra reduciendo el DD, y al no tener una variación significativa del VT (ver Figura 17) provoca que la HT y el TRH del digestor incrementen de manera considerable (ver Figura 16).

Para que se presente una variación significativa en el volumen del digestor, es necesario no solo que haya una variación en el flujo volumétrico (Q) y concentración del sustrato (DQOS), sino también, debe existir una variación en la velocidad de carga orgánica (VCO) a la cual se estará alimentando el digestor.

La variación de la DQOS puede deberse a la preparación del sustrato (el cual se ajusta a la cantidad y concentración del residuo) o al hacer uso de la recirculación del efluente. Cuando la operación del digestor trabaje a DQOS menores a la de diseño (3.5 kg DQO/m³), se tendría un mayor TRH del requerido y por ende un mayor agotamiento de la materia orgánica. No se recomienda la operación a DQOS mayores a la del punto de diseño, ya que no se tendría el nivel permitido de agotamiento de la materia orgánica.

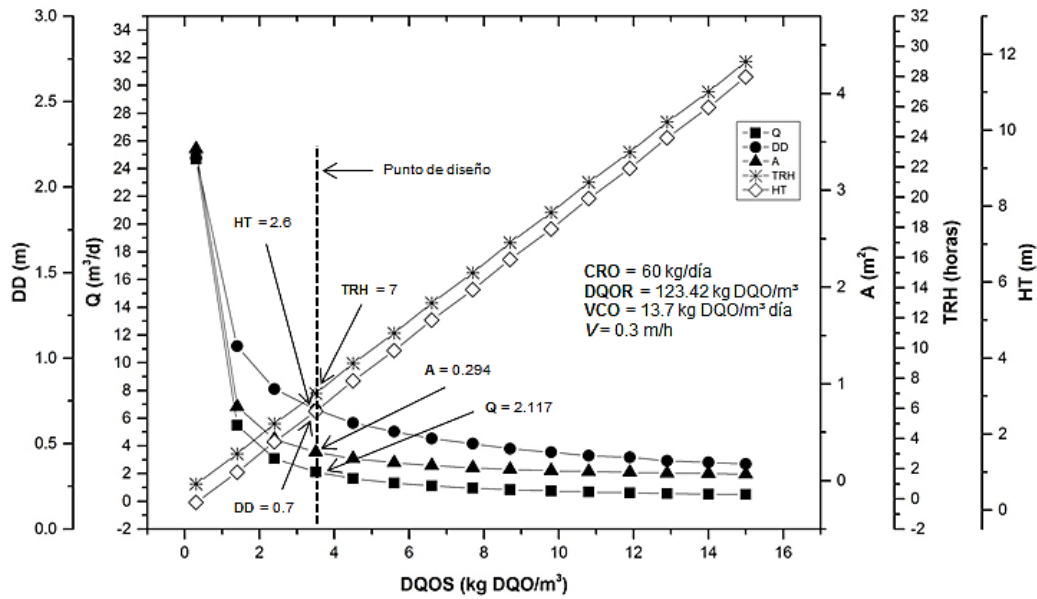


Figura 16. Influencia de la DQOS sobre el comportamiento de las principales variables del sistema.

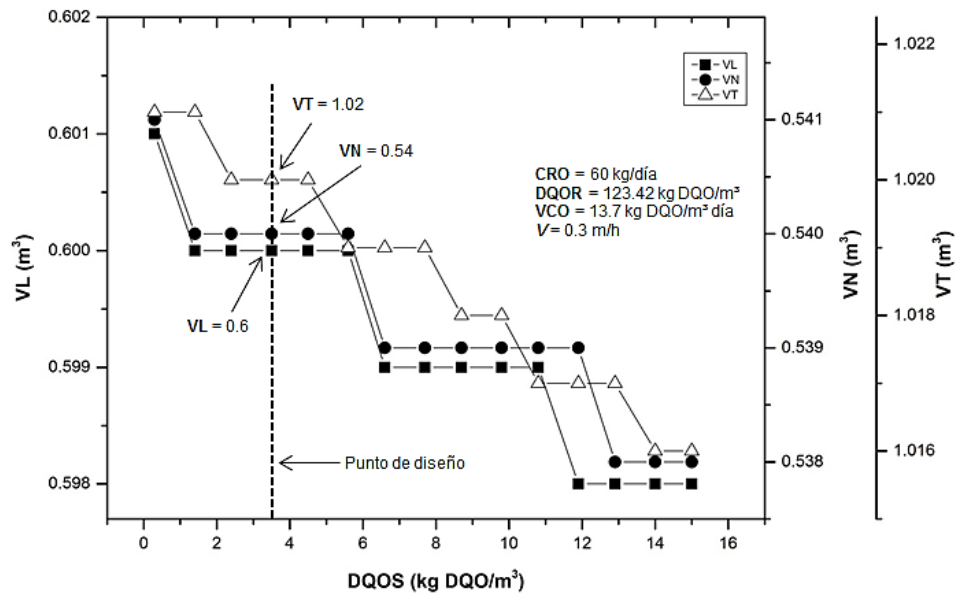


Figura 17. Influencia de la DQOS sobre el comportamiento del VN, VL y VT del digestor.

Una vez definida la concentración del sustrato (DQOS), es necesario establecer la velocidad de carga orgánica (VCO) máxima a la que puede operar el digestor sin tener problemas de estabilización, lo cual suele llevarse a cabo en forma experimental a nivel planta piloto o a mayores escalas. La VCO es un parámetro operacional muy importante en un digestor UASB, ya que sirve para definir el volumen mínimo del tanque lo cual le da mayor rentabilidad económica al sistema.

En la Figura 18, se observa una disminución en el V_n del digestor, esto se debe a que al incrementar la VCO, el Q y la DQOS se mantienen constantes; el V_L disminuye porque se mantiene un factor de efectividad proporcional al volumen nominal del digestor (E) de 0.9 y el V_T es una consecuencia de la disminución del V_N y V_L .

Como se observa en la Figura 19, la HT del digestor va disminuyendo conforme aumenta la VCO, lo cual es consecuencia de la disminución del V_N permaneciendo constantes V , Q y DD . Otra ventaja de manejar altas velocidades de carga orgánica manteniendo constantes la CRO y DQOS, es que el TRH disminuye considerablemente, como se muestra en la Figura 19, pero hay que tener cuidado con no rebasar los límites permisibles de la materia orgánica remanente en el efluente y cuidar la caída de pH.

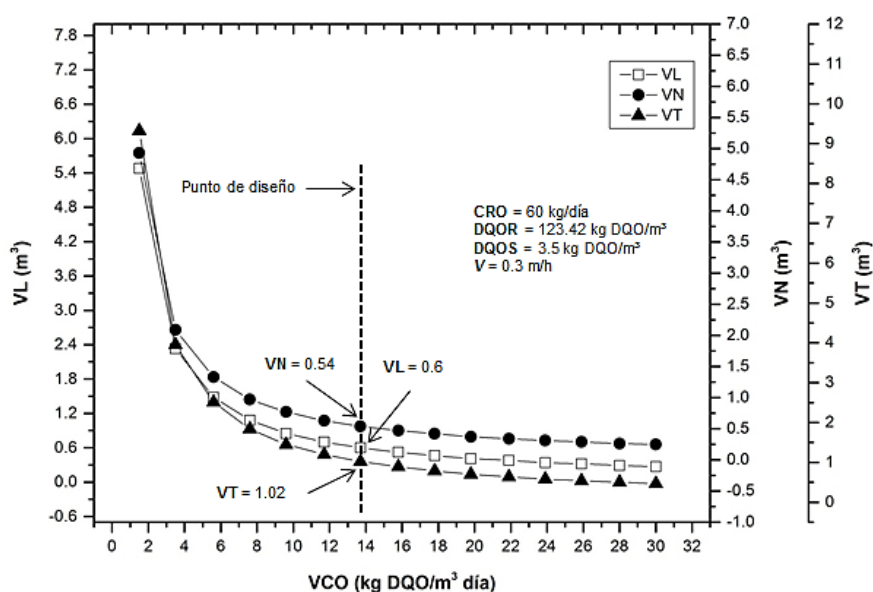


Figura 18. Influencia de la VCO sobre el diseño del digestor.

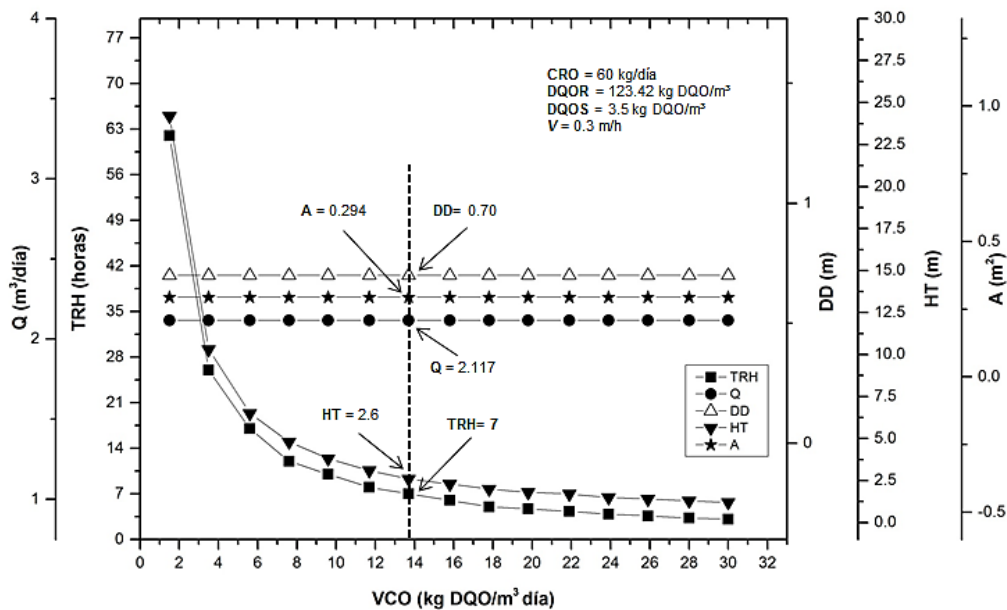


Figura 19. Influencia de la VCO sobre la operación del digestor.

Manteniendo constantes las dimensiones que fueron definidas en el diseño del digestor tipo CSTR y continuando con el análisis operativo del digestor tipo UASB, la velocidad de flujo ascensional (V) juega un papel muy importante en su correcta operación y debe mantenerse dentro de un rango de 0.5–1.25 m/h (Tchobanoglous et al., 2004), sin embargo, en el diseño del digestor resultó con una V por debajo del rango recomendado (0.3 m/h), lo cual puede ser corregido con recirculación del efluente, dado que si no se incrementa dicha velocidad ascensional, se pueden presentar problemas de sedimentación y si sobrepasa el límite superior podría haber salida de microorganismos anaeróbicos y un efluente sin agotar, es decir, con alta concentración de materia orgánica.

En la Figura 20, se realizó una exploración de Q para observar principalmente el comportamiento de la V , VCO y TRH, y se muestra que conforme incrementa Q , la velocidad de flujo ascensional (V) y VCO aumentan, provocando que el TRH disminuya debido a que el sustrato saldrá más rápido del digestor, lo cual provoca que se obtenga un efluente con un nivel de agotamiento menor, para evitar este problema, se recomienda hacer uso de la recirculación del efluente, ya que además de que se puede ajustar la velocidad de flujo ascensional (V), se obtiene un incremento en la población bacteriana y un menor TRH y un mayor tiempo de retención de los microorganismos, conservando las mismas dimensiones del tanque con lo cual se lograría un mayor agotamiento del efluente.

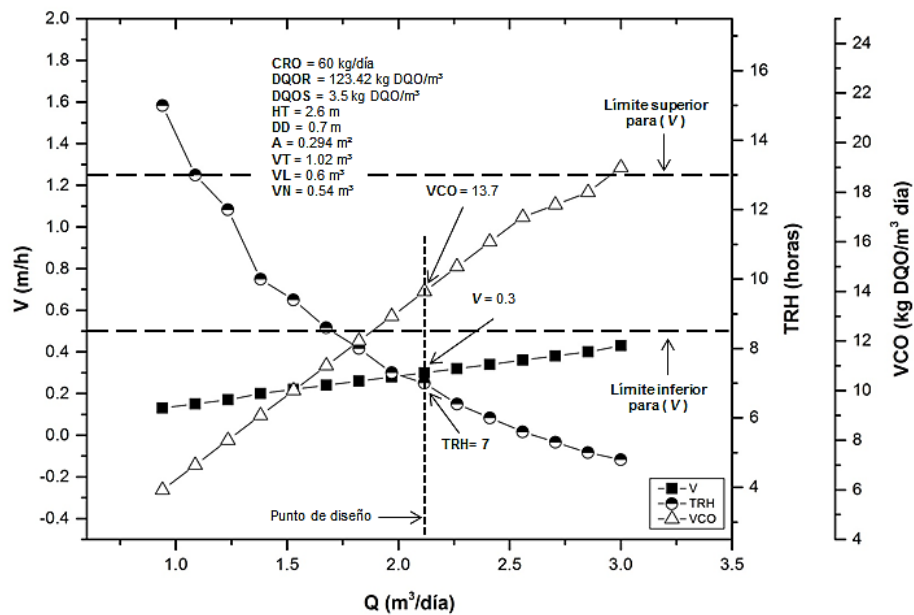


Figura 20. Influencia de la Q sobre la operación del sistema sin recirculación del efluente.

Acorde a lo planteado anteriormente resulta de especial interés la variación de la producción de biogás conforme cambian las características del residuo orgánico recolectado. Es por eso que en la Figura 21 y Figura 22, se muestra la producción de biogás estimada conforme varía la cantidad y concentración del residuo orgánico.

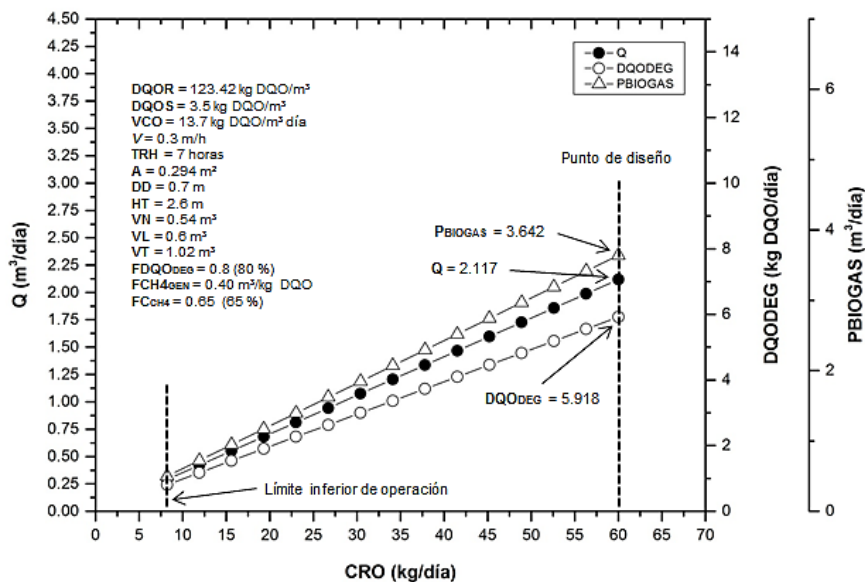


Figura 21. Variación de la CRO y su efecto en el comportamiento de la producción de biogás estimada.

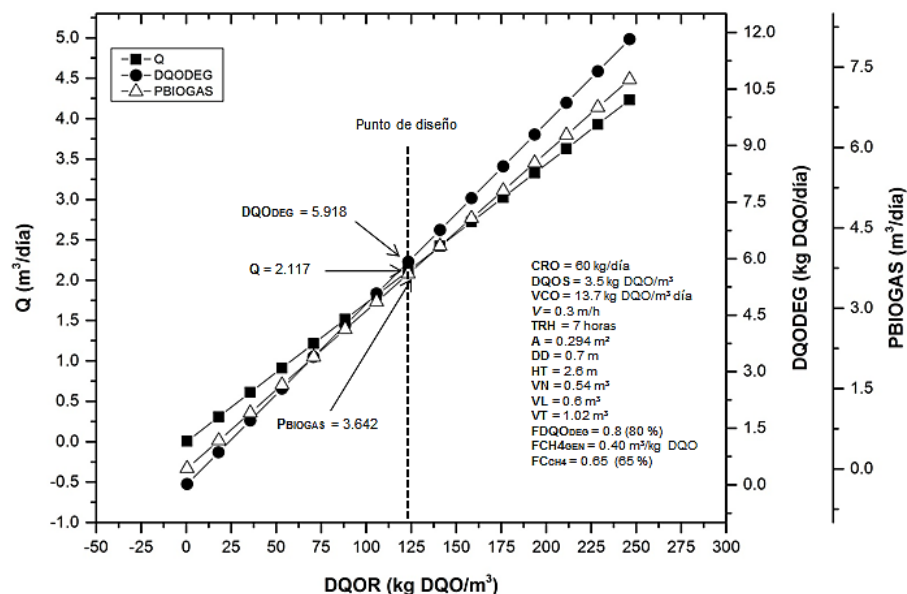


Figura 22. Variación de la DQOR y su efecto en el comportamiento de la producción de biogás estimada.

La Tabla 6 muestra el resumen de los resultados de diseño y operación del digestor anaeróbico en ambos modos de funcionamiento (CSTR y UASB), un punto importante a resaltar es el rango de variabilidad que tiene la CRO para cada uno de los modos de operación, donde al operar en modo de CSTR con un TRH de 10 días solo se requiere de la trituración del residuo como pre-tratamiento, mientras que para el modo de funcionamiento UASB con un TRH de 7 horas es necesario que se invierta en un pre-tratamiento más riguroso el cual consiste en un pre-tratamiento mecánico y térmico con la finalidad de desintegrar lo más posible los residuos sólidos orgánicos, aunque este proceso de pre-tratamiento es más costoso, se compensa porque se puede procesar una mayor cantidad de residuos en un menor tiempo de retención hidráulica con un incremento en la producción de biogás.

Tabla 6. Resumen del diseño y operación del digestor anaeróbico con flexibilidad para operar como CSTR o UASB.

Modo de operación CSTR			
Condiciones de diseño		Condiciones de operación	
DD	0.7 m	CRO	0.1 to 8.2 kg/d
HT	2.6 m	TRH	10 d
VT	1.02 m ³	FSVR	< 0.8711 (87.11%)
VL	0.71 m ³	FSVS	0.07 (7%)
VG	0.31 m ³	CMOVR	7.14 kg SV/d
		VCO	7.02 kg SV/m ³ d
		Q	0.102 m ³ /d
		F _{BIOGÁS}	0.37 m ³ /kg SV
		FC _{CH4}	0.65 (65%)
		P _{BIOGÁS}	2.643 m ³ /d
Modo de operación UASB			
Condiciones de diseño		Condiciones de operación	
DD	0.7 m	CRO	8.2 to 60 kg/d
HT	2.6 m	TRH	7 h
VT	1.02 m ³	DQOR	6.1 to 123.42 kg DQO/m ³
VL	0.6 m ³	DQOS	3.5 kg DQO/m ³
VN	0.54 m ³	DQO _{DEG}	5.918 kg DQO/d
A	0.294 m ²	VCO	13.7 kg DQO/m ³ d
		Q	2.117 m ³ /d
		V	0.3 m/h
		FDQO _{DEG}	0.8 (80%)
		FC _{CH4}	0.65 (65%)
		FCH4 _{GEN}	0.4 m ³ /kg DQO
		PCH ₄	2.637 m ³ /d
		P _{BIOGÁS}	3.642 m ³ /d

CAPÍTULO 5. Construcción del sistema de digestión anaeróbica

A continuación se presenta una secuencia de imágenes que describen física y operativamente cada uno de los componentes (subsistemas) de la planta piloto (sistema de digestión anaeróbica), en el cual, cada una de las partes fueron construidas en base a las dimensiones obtenidas en la metodología de dimensionamiento descrita anteriormente.

5.1 Subsistema de preparación del sustrato

El sistema de digestión anaeróbica, inicia con un molino triturador que sirve para pre-tratar los residuos sólidos orgánicos antes de ser alimentados al digestor (ver Figura 23), seguido de tres tanques colocados sobre una estructura metálica.

El primer tanque de acero inoxidable con una capacidad de 225 litros, tiene la función de recibir los residuos (influyente) pre-tratados mecánica y térmicamente, diluirlos, mezclarlos y alimentar al digestor. Dicho tanque cuenta con una bomba sumergible colocada en el fondo, con la cual se suministra el sustrato al digestor anaeróbico (ver Figura 24).



Figura 23. Molino triturador (pre-tratamiento mecánico).



Figura 24. Tanque de mezclado (influyente).

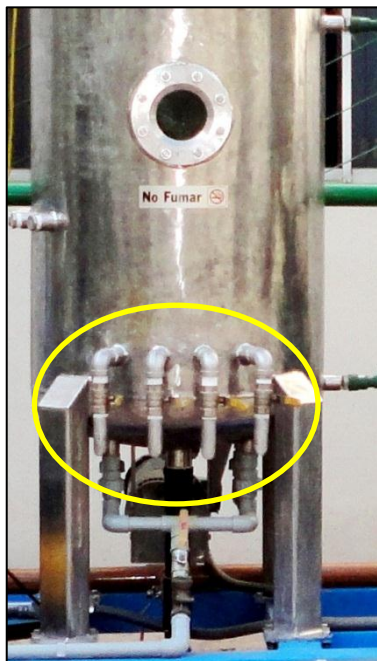
5.2 Subsistema de reacción biológica

El segundo tanque también de acero inoxidable, corresponde al “digestor anaeróbico” donde se lleva a cabo el tratamiento (reacción biológica) de los residuos sólidos orgánicos, el cual tiene en la parte superior una entrada hombre con mirilla para cuando se requiera dar mantenimiento al equipo y adicionalmente en la parte de en medio del tanque cuenta con otra mirilla de menor tamaño (ver Figura 25).

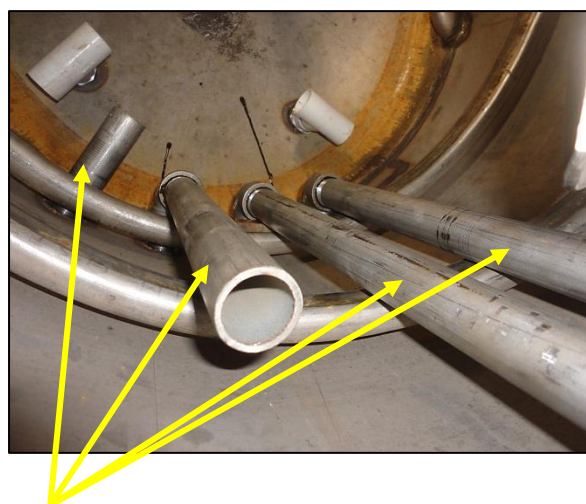


Figura 25. Tanque de tratamiento de residuos (digestor anaeróbico).

El digester anaeróbico cuenta con cuatro puntos de muestreo en la parte inferior y cuya toma está ubicada a diferentes alturas, con lo cual se podrán tener muestras de las diferentes secciones del digester y monitorear sólidos volátiles (SV), pH, temperatura, relación C/N, demanda química de oxígeno (DQO), velocidad de sedimentación, entre otras, que indicarán las condiciones de operación del proceso de digestión (ver Figura 26).



Puntos de muestreo a diferentes alturas (vista externa)



Puntos de muestreo a diferentes alturas (vista interna)

Figura 26. Puntos de muestreo (análisis físico-químico del sustrato).

En el interior del digestor, específicamente en la parte inferior, es por donde se alimenta el sustrato “influyente” previamente preparado en el primer tanque (Figura 24), la alimentación se distribuye por medio de cuatro tubos de PVC en forma de “T” lo que permite mantener el flujo ascensional cuando se opere con alimentación continua bajo la modalidad de UASB (ver Figura 27).

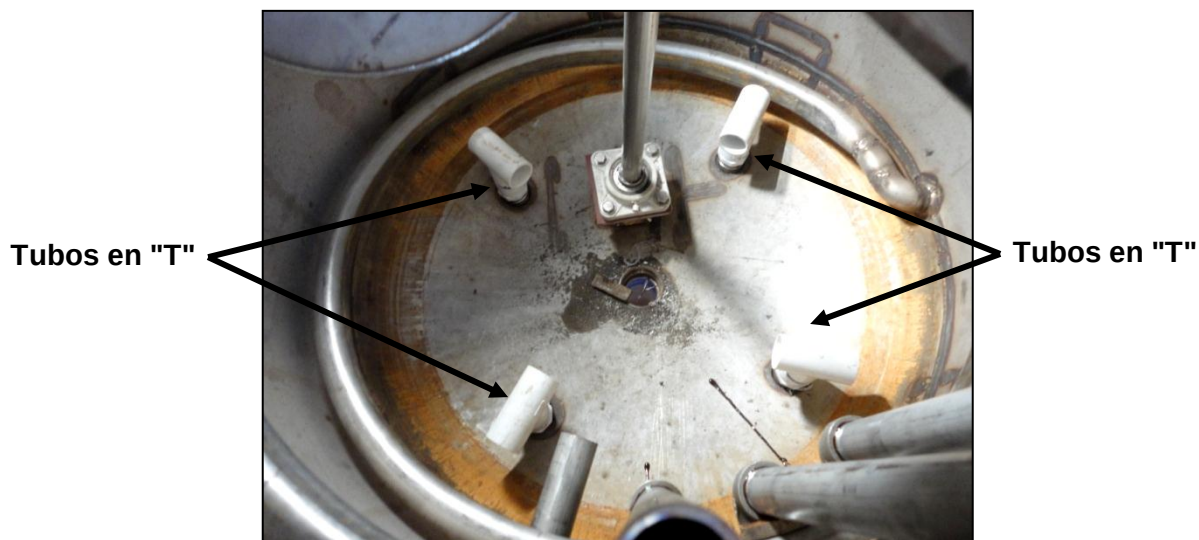


Figura 27. Distribución del sustrato en la parte interna del digestor.

Además tiene un agitador mecánico (hélices) de acero inoxidable (ver Figura 28) que solamente se pondrá en funcionamiento cuando el digestor opere en el modo de CSTR, sin embargo, cuando se opera en modo UASB las aspas del agitador que están estáticas provocan un perfil de velocidad del sustrato en espiral ascendente y un movimiento de los biogránulos que favorece el proceso de digestión.



**Agitador
mecánico**

Figura 28. Agitador mecánico (hélices).

El digestor también tiene una tubería de PVC ubicada en el fondo, que tiene la función de purgar el exceso de lodos anaeróbicos una vez que se haya cumplido su tiempo de retención. Los lodos sirven como fertilizante (bioabono sólido) que podrá ser utilizado para acondicionamiento de suelos, logrando reducir el consumo de fertilizantes sintéticos. Se cuenta con cuatro entradas para sensores de pH, temperatura, entre otros, del sistema de control y monitoreo (ver Figura 29).

**Entradas para
sensores**



**Tubería de purga de
lodos anaeróbicos**

Figura 29. Purga de lodos anaeróbicos y entrada para sensores.

En la parte superior del digestor se ubica un separador de líquido y biogás, así como un manómetro para medir la presión generada por la acumulación de biogás producida en la reacción biológica (ver Figura 30). El separador también sirve como un mecanismo de seguridad, ya que si no se libera la presión del biogás generada y este excede la capacidad del volumen de acumulación de gas que corresponde al 30% del volumen total del digestor, por la parte de arriba se derramaría parte del líquido contenido en el digestor, evitando explosiones por exceso de presión.



Figura 30. Separador de líquido-biogás y manómetro.

Además, cuenta con una tubería de PVC que sirve para desechar el sobrenadante o formación de espumas y una delgada tubería de acero inoxidable para la salida del biogás el cual es dirigido hacia un medidor de flujo, el cual a su salida, la tubería se dirige hacia un pequeño quemador colocado sobre una estructura metálica en la parte izquierda del tanque, donde es encendido automáticamente mediante un pequeño panel fotovoltaico ubicado en la parte superior del sistema de control. El sistema de control sirve para el funcionamiento de la planta piloto, con el cual se enciende la bomba de alimentación, agitador mecánico y molino (ver Figura 31).

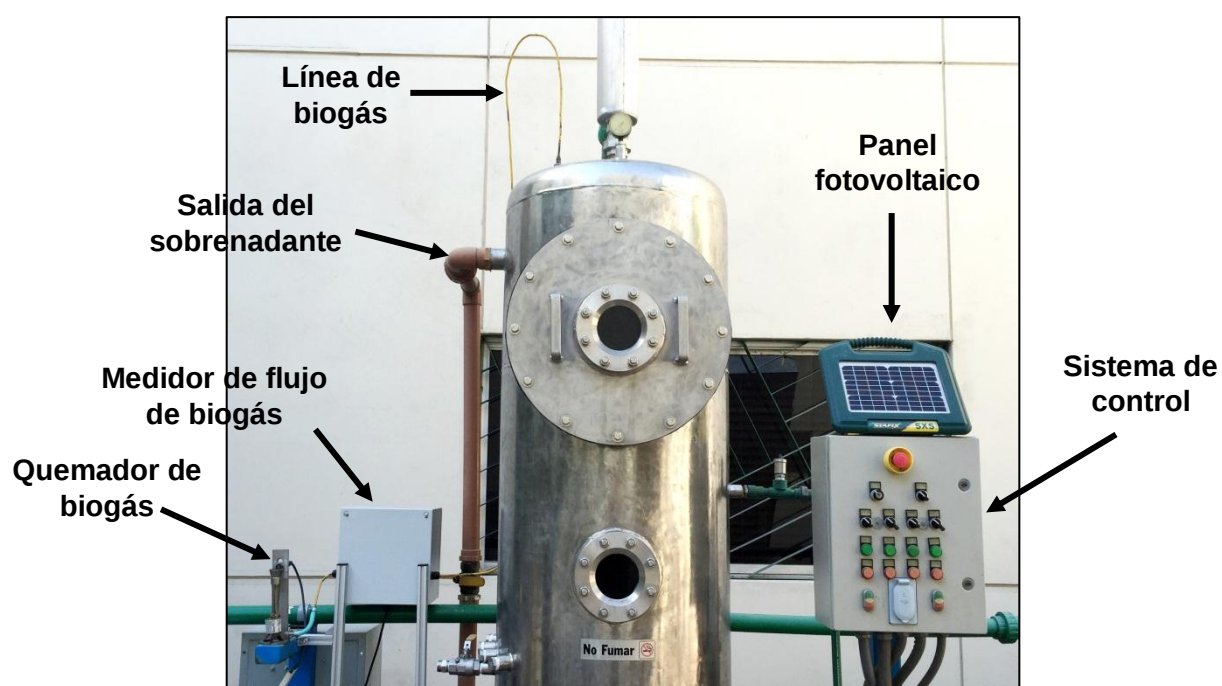


Figura 31. Componentes externos del digestor anaeróbico.

5.3 Subsistema de recepción y almacenamiento del efluente tratado

El tercer tanque de PVC con una capacidad de 225 litros (ver Figura 32), tiene como función principal la recepción del bioabono líquido o agua tratada (efluente), la cual podrá ser utilizada como riego para las plantas o ser descargada directamente al drenaje sin problemas de contaminación. Además, este efluente puede ser utilizado para la preparación del nuevo sustrato (residuo orgánico + agua) con el cual será alimentado al digestor.



Figura 32. Tanque de recepción y almacenamiento del agua tratada (efluente).

5.4 Subsistema de calentamiento solar

El sistema de digestión anaeróbica tiene integrado un subsistema de calentamiento solar que permite mantener la temperatura ideal (35°C) en cualquier época del año, lo cual se logra mediante un serpentín de acero inoxidable (ver Figura 33) que tiene integrado el digestor y por el cual circula un fluido (agua) de calentamiento o enfriamiento, dependiendo de las condiciones climáticas que pueden afectar la temperatura interna del digestor.

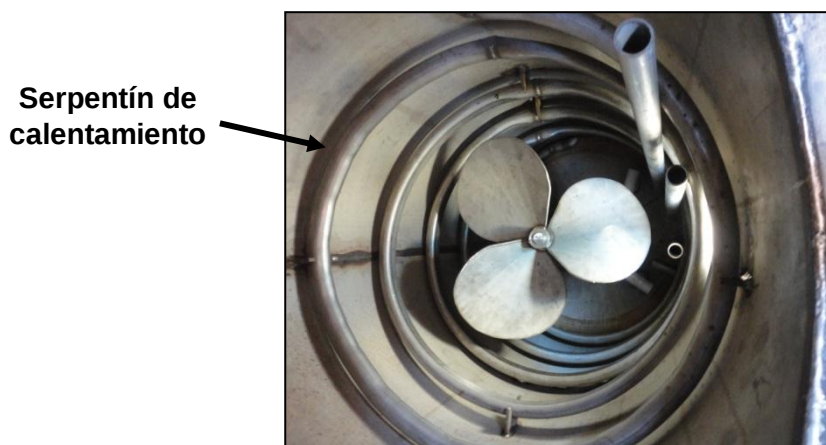


Figura 33. Serpentín de calentamiento.

En la Figura 34 se muestra el subsistema de calentamiento solar, el cual está formado por un colector solar Cilindro Parabólico Compuesto (CPC), por el cual fluye agua (fluido calor-transportador) y que es calentada por los rayos solares concentrados.

El colector solar se encuentra conectado a un tanque de almacenamiento de agua caliente, lo cual permite el calentamiento del digestor en cualquier hora del día, tiene una capacidad de 160 litros y cuenta con aislante térmico para reducir las pérdidas de energía al ambiente. Además se cuenta con un calentador auxiliar “boiler” que funciona cuando la energía almacenada en el tanque no satisface el nivel de temperatura requerido por el digestor, es decir, el boiler auxiliar se encarga de suministrar la energía faltante para lograr la temperatura requerida. Este equipo funciona con biogás, de esta manera se logra satisfacer la demanda energética con fuentes renovables de energía.

Tomando en cuenta que en Mexicali el clima es extremo, es decir, en invierno alcanza temperaturas alrededor de 4°C y en verano puede llegar a alcanzar hasta 50°C, es por esto que en ciertas épocas del año es necesario retirar calor del digestor, lo cual se logra mediante una torre de enfriamiento integrada al circuito del subsistema de calentamiento solar.

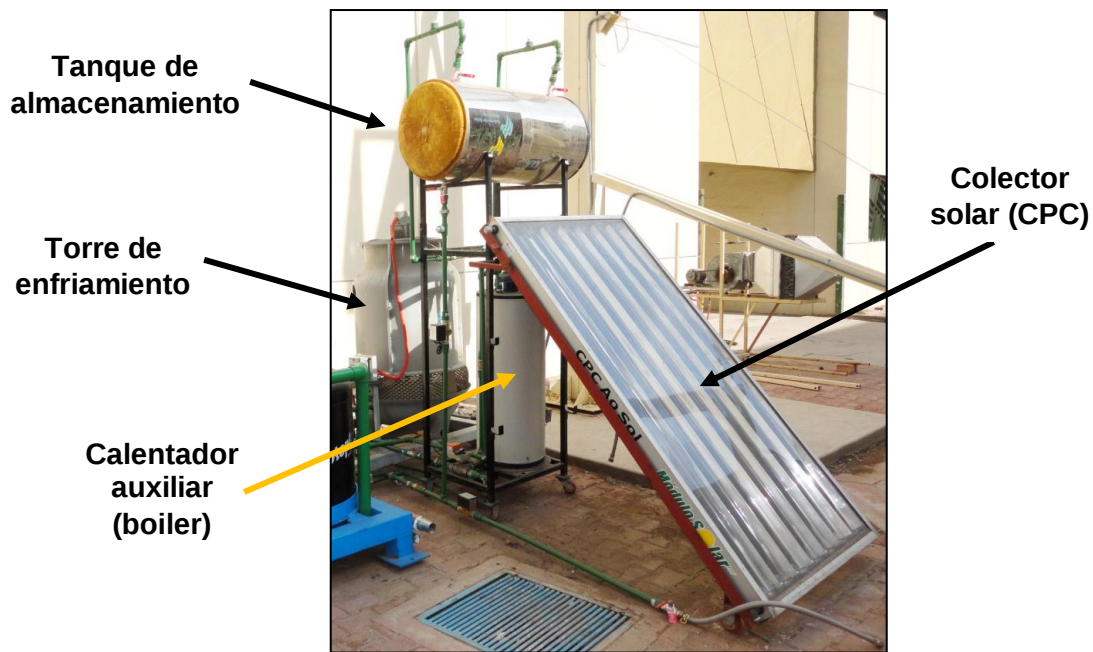


Figura 34. Subsistema de calentamiento solar y enfriamiento.

5.5 Subsistema de control

Se desarrolló e implementó un sistema de control (ver Figura 35), que por medio de una bomba hidráulica, dos válvulas solenoides y una válvula proporcional de tres vías (ver Figura 36), permite de forma automática, según sea necesario, calentar o enfriar el digestor.



Figura 35. Subsistema de control.

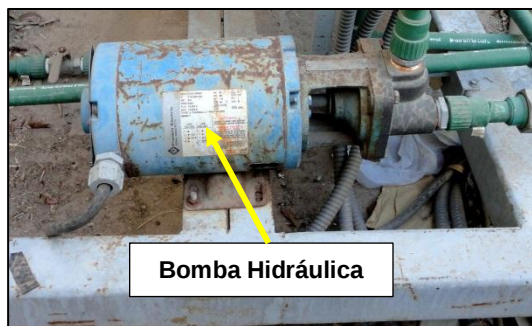


Figura 36. Componentes del subsistema de control.

El sistema de digestión anaeróbica completo se muestra en la Figura 37 y fue construido siguiendo las especificaciones obtenidas anteriormente y que se resumen en la Tabla 6.

Con la construcción de la planta piloto, se validarán los resultados obtenidos y se obtendrán los parámetros experimentales utilizados en la metodología específicamente para el tipo de residuo en cuestión.



Figura 37. Digestor anaeróbico con flexibilidad para operar como CSTR o UASB acoplado a un subsistema de calentamiento solar y a una torre de enfriamiento.

CAPÍTULO 6. Estudio experimental

De acuerdo a Douglas C. Montgomery (**Douglas, 1991**), de todos los diseños en investigación, el estudio experimental es el que permite acercarse al conocimiento de causalidad de manera más directa. Un **estudio experimental** permite al investigador elegir sus variables, y, mediante la manipulación de ellas, en un ambiente controlado, puede buscar la evidencia que apoye su hipótesis.

En la realización de este estudio experimental, se definieron los métodos analíticos para la caracterización del residuo y para los parámetros que se medirán durante el proceso de degradación de los residuos sólidos orgánicos, así como los instrumentos utilizados para dicha medición.

Los experimentos fueron realizados en un digestor anaeróbico, con una capacidad de 7 litros (ver Figura 38) en modo de operación de CSTR de una sola etapa y con alimentación semi-continua, es decir, el mismo volumen de sustrato con el que se alimentaba era el mismo volumen que se extraía diariamente. La razón de trabajar en este digestor, es que ayudaba a definir las cargas de alimentación (expresadas en SV o DQO) para el digestor a escala piloto descrito anteriormente (ver Figura 37). En cuanto al modo de operación UASB, la experimentación se realizó únicamente en la planta piloto, ya que es el sistema que puede funcionar con alimentación continua y flujo ascendente.



Figura 38. Digestor anaeróbico a escala laboratorio

6.1 Métodos analíticos y pruebas preliminares

En este proyecto de investigación, se realizaron pruebas preliminares con la finalidad de tener un mayor control y conocimiento de las características del residuo a tratar, del sustrato de alimentación (definiendo la concentración adecuada) y de las muestras que se analizaron diariamente, las cuales ayudaron a ver el comportamiento del digestor en el proceso de degradación.

En las pruebas preliminares, se utilizó como alimentación al digestor, residuos sólidos orgánicos (desperdicios de comida) del sector residencial y como inóculo, lodo anaeróbico estabilizado proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) que se adquirió en la compañía Cervecería Cuauhtémoc Moctezuma (TECATE), ubicada en la ciudad de Tecate Baja California, los cuales tratan sus respectivas aguas residuales mediante digestores anaeróbicos tipo UASB. Dicho lodo estabilizado ayudó a acelerar un poco las pruebas de digestión anaeróbica.

Antes de iniciar con el estudio experimental, es muy importante definir las variables que serán medidas para ir monitoreando la correcta degradación de los residuos orgánicos y sobre todo tener resultados con los cuales se puedan obtener conclusiones mas confiables. Es por eso que se llevan a cabo una serie de análisis físico-químicos con la finalidad de conocer las condiciones a las que se va a operar el digestor.

Métodos Analíticos

Antes de iniciar con las pruebas preliminares, primeramente se definieron las variables a medir, así como los métodos analíticos (ver Tabla 7) utilizados para caracterizar y cuantificar a los residuos sólidos orgánicos (residuos de comida), lodo anaeróbico estabilizado (inóculo), sustrato de alimentación, efluente (líquido tratado) y por último, pero no menos importante, el proceso de degradación.

Una vez que se definieron los métodos analíticos usados para las cuantificaciones de los parámetros de control, operacionales y de alimentación analizadas en los experimentos, se estudió y ejecutó la técnica. La mayoría de los métodos analíticos se basaron en normas oficiales mexicanas.

Tabla 7. Métodos analíticos para cada uno de los principales parámetros operativos.

Parámetro	Unidad de medida	Método de análisis utilizado	Otro método de análisis
Temperatura	°C	NMX-AA-007-SCFI-2013	-
pH	-	NMX-AA-25-1984	-
Densidad	g/L	NOM-021-RECNAT-2000	-
Humedad	%	NMX-AA-016-1984	-
Sólidos Totales	mg ST/L	NMX-AA-034-SCFI-2001	-
Sólidos Volátiles Totales	mg STV/L	NMX-AA-034-SCFI-2001	-
Sólidos Fijos Totales	mg SFT/L	NMX-AA-034-SCFI-2001	-
Sólidos Volátiles Totales	%	Montes, M., 2008	-
Cenizas	%	Montes, M., 2008	-
Demanda Química de Oxígeno	mg DQO/L	USEPA	NMX-AA-030-SCFI-2001
Relación C/N	-	(C) Hach Method 10128 (N) Hach Method 10072	NMX-AA-089/2-SCFI-2010 NMX-AA-024-1984

6.1.1 Caracterización de los residuos sólidos orgánicos

Es necesario conocer las características físico-químicas (cualitativas y cuantitativas) de los residuos sólidos orgánicos con la finalidad de identificar sus contenidos y propiedades, ya que son el punto de partida para el correcto proceso de degradación y a la misma vez, determinar su aprovechamiento como fuente de energía.

Para ello, se llevaron a cabo los métodos analíticos descritos anteriormente (ver Tabla 7) y en los cuáles se describe paso a paso el procedimiento y el equipo utilizado para cada una de las muestras, que corresponden a los residuos sólidos orgánicos (residuos de comida), lodo anaeróbico estabilizado (inóculo), sustrato de alimentación, efluente (líquido tratado) y el proceso de degradación.

6.1.2 Pre-tratamiento de los residuos sólidos orgánicos

Los efectos que tienen la biodegradabilidad de los residuos orgánicos sean sólidos o líquidos, varían en función de sus características, por ejemplo, para residuos lignocelulósicos tales como residuos agrícolas, residuos de papel, celulosa y hemicelulosa, la velocidad de degradación suele ser muy lenta, ya que la etapa limitante del proceso de digestión anaeróbica es la hidrólisis (ver Figura 1).

Aunque los residuos sólidos orgánicos de sector residencial (desperdicios de comida y poda de jardín) son fácilmente biodegradables, es decir, tardan menos tiempo para degradarse, es necesario aplicar un buen pre-tratamiento, ya que generalmente este tipo de residuos vienen en partículas de gran tamaño y si no se reducen a micro moléculas, la velocidad de degradación sería muy lenta, debido principalmente a la disponibilidad de superficie para la adsorción de las enzimas hidrolíticas..

Es por eso, que los pretratamientos físico-químicos, cuyo principal efecto es la reducción del tamaño de las partículas, producen un aumento en la tasa de hidrólisis, logrando obtener menores tiempos de retención hidráulicos, tamaños de reactor menores y también mejora la producción de biogás.

En la actualidad, se han realizado diversos estudios acerca de los diferentes tipos de pre-tratamientos que pueden ser aplicados para los residuos sólidos orgánicos, entre los principales se encuentran:

- *Mecánico*, que consiste en moler/triturar el residuo en partículas muy pequeñas, alrededor de los 2.5 mm para obtener una rápida velocidad de degradación debido a que se incrementa la superficie de contacto de los microorganismos con la materia orgánica a ser degradada (Luste et al., 2009; Izumi et al., 2010).

-
- *Térmico*, se basa en somete el sustrato a altas temperaturas, que oscile en un rango de 160-180 °C ayudando a solubilizar aún más las partículas biodegradables, aumentando la concentración de metano y producción de biogás (**Carrère et al., 2008**).
 - *Ultrasónico*, funciona de forma similar a pre-tratamiento mecánico ya que rompe la estructura celular y flóculos. Existen dos mecanismos relacionados con el tratamiento ultrasónico: la cavitación (que ocurre a frecuencias bajas) y las reacciones químicas (debido a la liberación de los radicales de OH, HO₂ e H a altas frecuencias), logrando así un alto rendimiento de biogás (**Tiehm et al., 1997; Carrère et al., 2008**).
 - *Ozonización*, es ampliamente utilizada en el tratamiento de las aguas residuales. Permite la eliminación de compuestos tanto orgánicos como inorgánicos, reduciéndose el carbono orgánico total, olor, color y turbidez de las aguas, así como compuestos refractarios (sustancias tóxicas). Para residuos de comida, no se recomienda este tipo de tratamiento ya que son fácilmente biodegradables y sería muy costoso al igual que el tratamiento ultrasónico (**Yeom et al., 2002**).
 - *Alcalino (álcali)*, este tratamiento es uno de los mejores procedimientos utilizados para la solubilización de la materia orgánica compleja. La eficiencia de sustancias alcalinas utilizadas, va en el siguiente orden: NaOH > KOH > Mg(OH)₂ y Ca(OH)₂. Pero como en todo proceso, se debe cuidar la concentración óptima, ya que altas concentraciones de Na⁺ o K⁺ puede causar la inhibición del proceso de digestión anaeróbica. Este tipo de tratamiento también ha sido utilizado en conjunto con el tratamiento térmico y ultrasónico, dando muy buenos resultados en la biodegradación de la materia orgánica y en el aumento de la producción de biogás (**Kim et al., 2003; Neves et al., 2006; Yiyiing et al., 2008**).

La selección del tipo de pre-tratamiento dependerá principalmente de las características y composición del sustrato a degradar.

Muestreo, acondicionamiento y preparación de los residuos sólidos orgánicos:

El procedimiento experimental de este proyecto de investigación, consistió primeramente en seleccionar los residuos sólidos orgánicos (desperdicios de comida) que se originaban en una casa, de una familia promedio de 4 personas. La recolección se basó en lo que se generaba en una semana, durante 3 semanas consecutivas, con la finalidad de obtener resultados basados en la variación en cuanto a la cantidad y composición de los residuos generados de una semana a otra, y sobre todo, comprobar experimentalmente de qué manera afectaba en el proceso de degradación el añadir el alimento (sustrato) al digestor, variando las características del residuo.

En total, semanalmente se recolectaron 9.2, 7.3 y 8.8 kg de residuos sólidos orgánicos, correspondientes a la semana 1, 2 y 3 respectivamente, compuestos en su mayoría por desperdicios de frutas y vegetales (ver Figura 39 y Figura 40).

Dentro de los residuos sólidos orgánicos que se recolectaron, se encontraron los siguientes:

Residuos de frutas y vegetales (en crudo):

- | | | |
|---------------------|--------------------|----------------------|
| 1. Naranja | 11. Cebolla blanca | 21. Chile california |
| 2. Papaya | 12. Pepino | 22. Cilantro |
| 3. Toronja | 13. Espinaca | 23. Tomate |
| 4. Ciruela amarilla | 14. Apio | 24. Aguacate |
| 5. Mango | 15. Limón amarillo | 25. Papa |
| 6. Plátano | 16. Limón verde | 26. Berenjena |
| 7. Fresa | 17. Cebolla morada | 27. Nopal |
| 8. Zanahoria | 18. Calabaza | 28. Chile morrón |
| 9. Piña | 19. Manzana roja | 29. Jícama |
| 10. Betabel | 20. Rábano | |

Residuos de comida pre-cocida y otros:

1. Carne cocida y cueros (pollo y res)
2. Verdura cocida (chile california, tomate, cebolla, calabaza, papa)
3. Huesos (pollo)
4. Pan blanco, dulce y pizza
5. Cáscara de huevo

Nota: Únicamente se descartaron los huesos de res debido a que se atoraban en el molino y fue difícil su pre-tratamiento.



Figura 39. Desperdicios de comida (frutas y vegetales)



Figura 40. Desperdicios de comida (carne, cueros, huesos, pan, etc.)

Debido a que los residuos sólidos orgánicos (desperdicios de comida) son de gran tamaño, para facilitar su caracterización fue necesario realizar un pre-tratamiento mecánico y térmico, con el cual era más sencillo hacer la toma de muestras y realizar los análisis correspondientes.

Pre-tratamiento mecánico (trituración):

Como se mencionó anteriormente, al residuo sólido orgánico se le realizó un pre-tratamiento mecánico y térmico, debido a que la materia orgánica viene en forma de partículas de gran tamaño.

Esto se hizo, con el fin de acelerar la primera etapa de la digestión anaeróbica: la **hidrólisis** (proceso enzimático cuya velocidad depende de la **superficie de las partículas**) y a su vez para facilitar la caracterización del residuo y realizar los análisis físico-químicos que correspondan.

Para aumentar la velocidad de degradación de esta primer fase de la digestión anaeróbica (hidrólisis), se realizó un **pre-tratamiento mecánico**, el cual consistió en pasar los residuos sólidos orgánicos en un molino y fueron triturados finamente para reducir su tamaño en condiciones húmedas, tal y como venía el residuo cuando fue recolectado (ver Figura 41).



Figura 41. Pre-tratamiento mecánico al residuo sólido orgánico (trituration)

Almacenamiento:

Una vez triturada la materia orgánica, se colocó en un **recipiente de plástico hermético** y se **almacenó a una temperatura menor a los 10 °C**, de donde se **tomaban las muestras** necesarias para su caracterización y la alimentación del digestor (ver Figura 42).

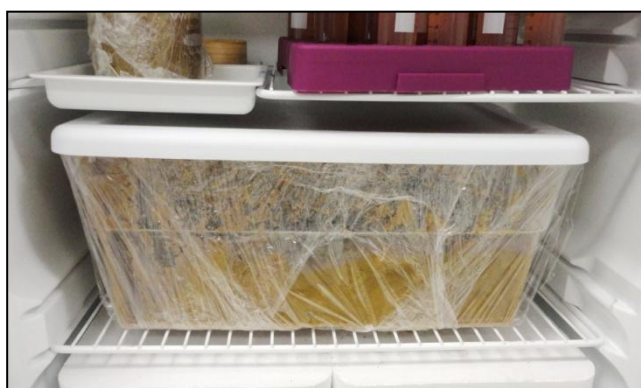


Figura 42. Almacenamiento del residuo sólido orgánico

Pre-tratamiento térmico (cocción):

Una vez que se redujo el tamaño de partícula del residuo sólido orgánico, se llevó a cabo el **pre-tratamiento térmico** a altas temperaturas, para ayudar a la solubilización de las partículas y acelerar el tiempo de degradación de la materia orgánica. Este pre-tratamiento únicamente se realizaba cuando se iba a alimentar al digestor anaeróbico, para realizar los análisis físico-químicos no es necesario.

Este pre-tratamiento térmico, consistió en darle una cocción al residuo orgánico al punto de ebullición y mantenerlo hirviendo por 10 min aproximadamente (ver Figura 43). Una vez que se procedía a alimentar el digestor, se debía esperar a que el sustrato se enfriara (a 35 °C, temperatura mesofílica con la cual se estuvieron trabajando los experimentos).



Figura 43. Pre-tratamiento térmico al residuo sólido orgánico (cocción)

NOTA: Es importante mencionar que antes de realizar la cocción del residuo orgánico, se debe diluir para preparar el sustrato con el cual se estará alimentando el digestor. El procedimiento que se lleva a para la preparación del sustrato, se muestra detalladamente más adelante, en el subcapítulo 6.4.

Una vez llevado a cabo el pre-tratamiento (mecánico) al residuo, se procedió a obtener los análisis físico-químicos. Esto ayuda a definir las concentraciones y proporciones adecuadas para preparar el sustrato. Es decir, poder calcular la carga orgánica con la cual será alimentado el digestor sin que haya una sobrecarga de materia orgánica y que se logre un buen proceso de digestión de la materia orgánica.

6.1.3 Temperatura

La medición de la temperatura de las muestras, se realizó con un termómetro de vidrio de mercurio (ver Figura 44) de inmersión total y que mide de -20 hasta 260 grados Celsius con escala de 1 °C sobre el tubo capilar. La temperatura se midió directamente sobre la muestra (residuo orgánico).



Figura 44. Termómetro

6.1.4 pH

Concepto: Se entiende por pH (potencial de hidrógeno) como una medida de acidez o alcalinidad de una disolución.

La determinación del pH se basa en la norma NMX-AA-25-1984 (Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos-determinación del pH-método potenciométrico).

Siguiendo el procedimiento de la norma, para obtener los resultados de los análisis, se utilizó el siguiente equipo y materiales de laboratorio:

1. Potenciómetro: medidor de pH, marca OAKTON modelo 110 (ver Figura 45)
2. Electrodo de vidrio: sensor de pH/ORP (ver Figura 45)
3. Recipiente de muestreo con un volumen de 100 ml (ver Figura 46)
4. Agua desionizada
5. Soluciones buffer para calibración: pH=4.01, pH=7.00 y pH=10.00 (ver Figura 47)
6. Guantes de látex
7. Vaso de precipitados (500 ml)
8. Agitador magnético
9. Bata de seguridad
10. Cubre bocas

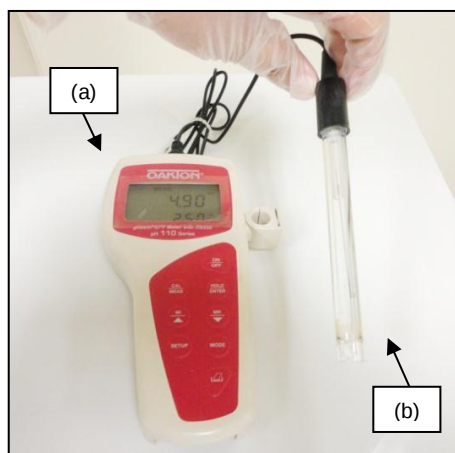


Figura 45. Sensor de pH
(a) Potenciómetro y (b) electrodo de vidrio



Figura 46. Recipiente de muestreo



Figura 47. Soluciones buffer para calibración

PROCEDIMIENTO:

1. Enjuagar el electrodo con agua desionizada (ver Figura 48) y calibrar el medidor de pH con las soluciones buffer a pH=4.01, pH=7.00 y pH=10.00 (ver Figura 49). Entre cada calibración de cada solución buffer, es importante enjuagar primero con agua desionizada antes de sumergir el electrodo en la solución de calibración, para evitar errores en la calibración.



Figura 48. Enjuagar electrodo

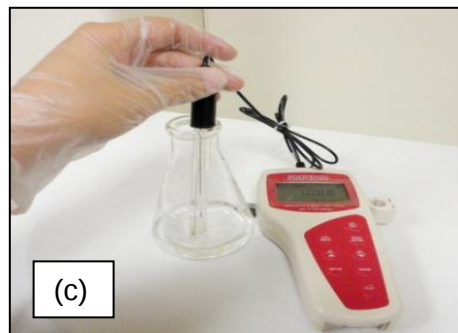
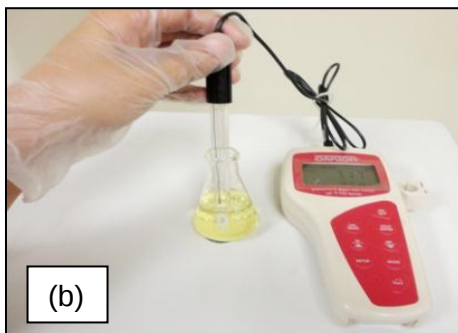
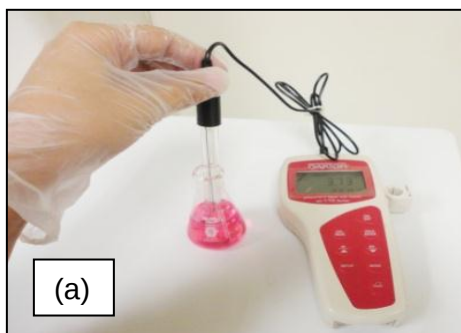


Figura 49. Calibración del sensor de pH
Soluciones buffer: (a) pH = 4.01, (b) pH = 7.00 y (c) pH = 10.00

1. Una vez que se tiene calibrado el sensor, se procede a tomar la medición de pH de la muestra, es decir, del residuo de comida triturado en condiciones húmedas. Antes de medir el pH, es necesario diluir la muestra y mezclarla con la ayuda de un agitador magnético, ya que el sensor no puede tomar la medición en muestras sólidas. Se deja que se estabilice la medición y se anota el pH obtenido (ver Figura 50). Antes de tomar la medición y sumergir el electrodo en la muestra, es importante enjuagarlo con agua desionizada para evitar errores en la medición (ver Figura 51). Anotar el valor medido y eso corresponderá al pH que contiene el residuo orgánico.



Figura 50. Cápsula con la muestra diluida (residuo orgánico)

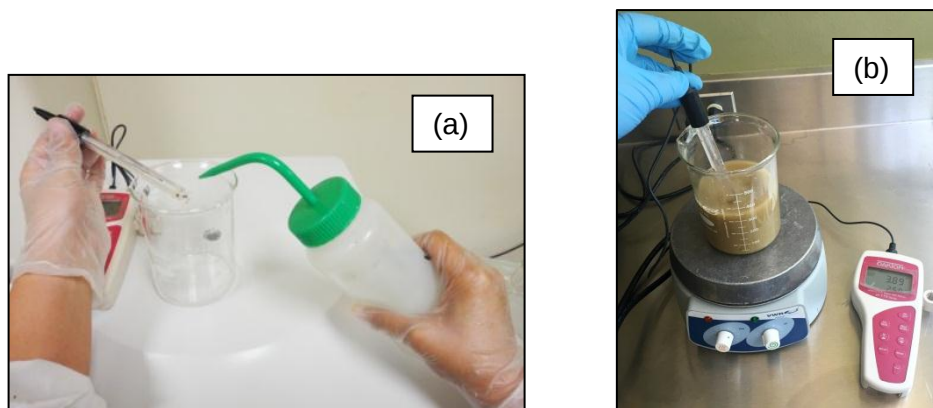


Figura 51. Medición de pH de la muestra
(a) Enjuagar electrodo, (b) Medición de pH

6.1.5 Densidad

Concepto: Se entiende por densidad como una magnitud escalar referida a la cantidad de masa contenida en un determinado volumen de una sustancia. Representado en formula la densidad se describe de la siguiente manera:

$$\text{Densidad} = \frac{\text{Peso (kg)}}{\text{Volumen (m}^3\text{)}}$$

La determinación de la densidad, se basó en la norma NOM-021-RECNAT-2000, apartado 7.1.3 (Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis).

Para obtener los la densidad del residuo orgánico, se utilizó el siguiente equipo y materiales de laboratorio:

1. Vaso de precipitado graduado
2. Balanza analítica marca OHAUS, modelo SP602 (con una capacidad de medición de 600 ± 0.02 g y una precisión de 0.01 g)
3. Guantes de látex
4. Bata de seguridad
5. Cubre bocas

PROCEDIMIENTO:

1. Pesar un recipiente vacío el cual se conozca su volumen, en este caso, se utilizó un vaso de precipitados de 500 ml. Una vez pesado, se anota su peso como P_0 (ver Figura 52).



Figura 52. Peso del recipiente vacío

2. Añadir la muestra (residuo orgánico) y compactarlo de manera uniforme, ya sea, a 500 ml o menos, es decir, se va a añadir la cantidad que se desee, siempre y cuando se conozca el volumen ocupado, por ejemplo: 100, 200, 300 ml, etc., y anotar el volumen ocupado por la muestra como **V** (ver Figura 53).



Figura 53. Añadir muestra a un recipiente vacío con un volumen específico

3. Pesar el recipiente que contiene la muestra (residuo orgánico) y anotar su peso como P_1 (ver Figura 54).

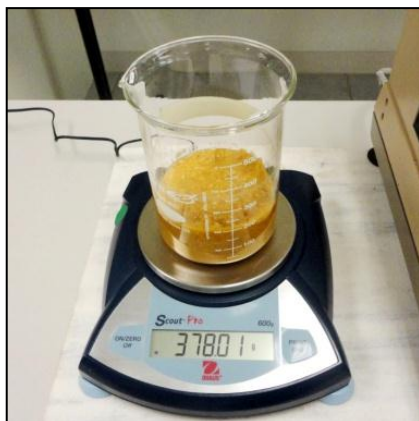


Figura 54. Determinación de la densidad del residuo orgánico

Y por último se procede a calcularlo de la siguiente manera:

$$\text{Densidad} = \frac{P_1 \text{ (g)} - P_0 \text{ (g)}}{V \text{ (l)}}$$

Dónde:

P_0 = Peso del vaso vacío (g)

P_1 = Peso del vaso con la muestra (g)

V = Volumen ocupado por la muestra en el vaso (l)

Se anota el valor calculado y eso corresponderá a la densidad del residuo orgánico.

6.1.6 Porcentaje de humedad

Concepto: Se refiere a la cantidad de agua contenida en una muestra orgánica. Al ser obtenida de materia viva, la muestra orgánica contiene ciertos niveles de agua. Entonces, el porcentaje de humedad es el valor porcentual del peso total de la muestra que corresponde a la concentración de agua presente.

La determinación del porcentaje de humedad se realizó en base a la norma mexicana NMX-AA-016-1984 (Protección al ambiente - contaminación del suelo - residuos sólidos municipales- determinación de humedad).

Objetivo: Esta Norma Mexicana establece el método llamado de Estufa que determina el porcentaje de humedad, contenido en los residuos sólidos orgánicos; se basa en la pérdida de peso que sufre la muestra cuando se somete a las condiciones de tiempo y temperatura que se establecen en esta norma, considerando que dicha pérdida se origina por la eliminación de agua.

Siguiendo el procedimiento de la norma, para obtener los resultados de los análisis, se utilizó el siguiente equipo y materiales de laboratorio:

1. Balanza analítica con sensibilidad de 0.0001 g, marca OHAUS
2. Cápsula de porcelana (100 ml)
3. Horno de secado análogo con temperatura de hasta 220°C con sensibilidad de $\pm 2^\circ\text{C}$ capaz de mantener una temperatura constante, marca ARSA
4. Pinzas para cápsula de porcelana
5. Desecador
6. Guantes de látex
7. Bata de seguridad
8. Cubre bocas

PROCEDIMIENTO:

1. Colocar la cápsula de porcelana en el horno a 120°C durante dos horas (ver Figura 55), transcurrido ese tiempo, enfriar en un desecador a temperatura ambiente dos horas como mínimo (ver Figura 56). Pesar y repetir el ciclo hasta obtener su peso constante, anotar el peso como P_0 (ver Figura 57).



Figura 55. Secar cápsula en el horno



Figura 56. Enfriar cápsula en desecador

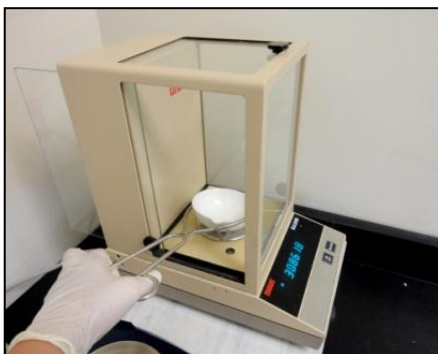


Figura 57. Pesar cápsula vacía

2. Vierta la muestra (residuo orgánico) sin compactar hasta un 50% del volumen de la cápsula (ver Figura 58). Pesar la cápsula con la muestra y anotar su peso como P_1 (ver Figura 59).



Figura 58. Cápsula previamente preparada que contiene la muestra

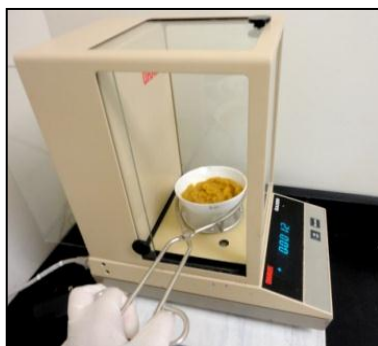


Figura 59. Pesar la cápsula que contiene la muestra

3. Introducir la cápsula con la muestra (residuo orgánico) al horno a 60°C durante 4 horas (ver Figura 60). Transcurrido ese tiempo, sacar la muestra del horno y dejarla enfriar en un desecador a temperatura ambiente (ver Figura 61) y se pesa nuevamente (ver Figura 62). Se repite esta operación las veces que sea necesario hasta obtener peso constante (se considera peso constante cuando entre dos pesadas consecutivas la diferencia es menor al 0.01%). Anotar el peso como P_2 .

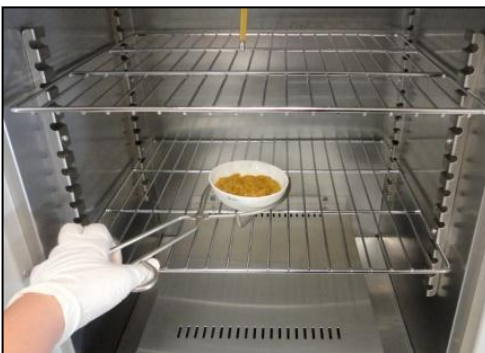


Figura 60. Secado de la muestra en el horno



Figura 61. Enfriar cápsula que contiene la muestra seca en desecador

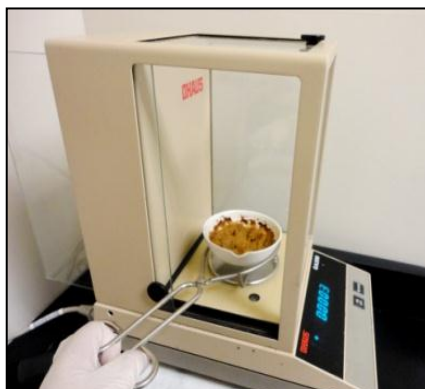


Figura 62. Pesar cápsula que contiene la muestra seca

El porcentaje de humedad se calcula con la siguiente fórmula:

$$H = \frac{(P_1 - P_2)}{(P_1 - P_0)} \times 100$$

Dónde:

H = Humedad (%)

P₀ = Peso de la cápsula vacía (g)

P₁ = Peso de la cápsula que contiene la muestra húmeda (g)

P₂ = Peso de la cápsula que contiene la muestra seca (g)

Se anota el valor calculado y eso corresponderá al porcentaje de humedad del residuo orgánico.

6.1.7 Sólidos totales, volátiles y fijos

Sólidos Totales (ST)

Concepto: Suma de los sólidos suspendidos totales, sales disueltas y materia orgánica.

La determinación de los ST se basa en la norma NMX-AA-034-SCFI-2001 (Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba).

Siguiendo el procedimiento de la norma, para obtener los resultados de los análisis, se utilizó el siguiente equipo y materiales de laboratorio:

1. Horno de secado análogo con temperatura de hasta 220°C con sensibilidad de ± 2 °C capaz de mantener una temperatura constante, marca ARSA
2. Mufla eléctrica digital con 3 rampas, temperatura máxima de 1100 °C con sensibilidad de 2 °C, marca FELISA
3. Balanza analítica con sensibilidad de 0.0001 g, marca OHAUS
4. Cápsulas de porcelana con un volumen de 100 ml, adecuada al volumen de muestra
5. Desecador
6. Pinzas para cápsulas de porcelana
7. Guantes de látex
8. Bata de seguridad
9. Cubre bocas

PROCEDIMIENTO:

Preparación de cápsula de porcelana:

1. La cápsula se introduce a la mufla a una temperatura de 550°C $\pm$ 50°C, durante 20 min como mínimo (ver Figura 63). Después de este tiempo transferirla al horno a 103-105 °C aproximadamente por 20 min (ver Figura 64).

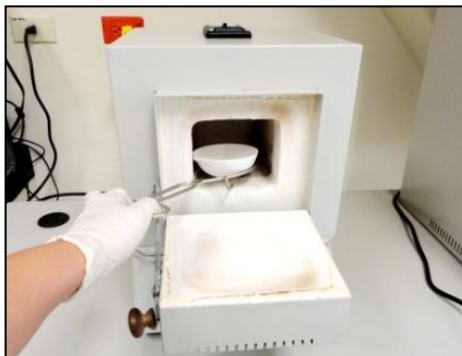


Figura 63. Secar cápsula de porcelana vacía en mufla



Figura 64. Secar cápsula de porcelana vacía en horno

2. Sacar y enfriar la cápsula a temperatura ambiente dentro de un desecador (ver Figura 65).



Figura 65. Enfriar cápsula de porcelana vacía en desecador

3. Pesar la cápsula y registrar el valor obtenido como P_0 (ver Figura 66). Repetir el ciclo hasta alcanzar el peso constante, el cual se obtendrá hasta que no haya una variación en el peso mayor a 0.5 mg.

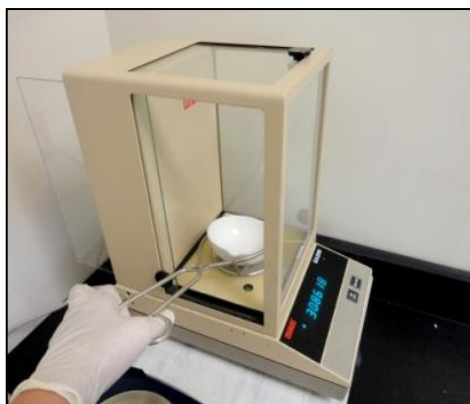


Figura 66. Pesar cápsula vacía y seca

Determinación para Sólidos Totales (ST):

1. En función de la cantidad de sólidos probables tomar una cantidad de muestra que contenga como mínimo 25 mg/L de sólidos totales, generalmente 100 ml de muestra es un volumen adecuado. Transferir la muestra a la cápsula de porcelana que previamente ha sido puesta a peso constante (ver Figura 67).



Figura 67. Toma de muestra (residuo orgánico)

3. Llevar a sequedad la muestra en el horno a 103-105 °C por un mínimo de 24 horas (ver Figura 68).



Figura 68. Secar la muestra (residuo orgánico) en horno

4. Enfriar la cápsula que contiene la muestra seca en un desecador a temperatura ambiente y determinar su peso hasta alcanzar peso constante (ver Figura 69). Registrar como peso P_1 .



Figura 69. Enfriar y pesar cápsula que contiene la muestra seca

Calcular el contenido de sólidos totales de las muestras como sigue:

$$ST = \frac{(P_1 - P_0)}{V}$$

Dónde:

ST = Sólidos Totales (mg/l)

P_0 = Peso de la cápsula vacía (mg) a peso constante

P_1 = Peso de la cápsula que contiene el residuo seco (mg)

V = Volumen de muestra (ml)

Se anota el valor calculado y eso corresponderá a la cantidad de sólidos totales que contiene el residuo orgánico.

Sólidos Volátiles Totales (SVT)

Concepto: Cantidad de materia orgánica (incluidos aquellos inorgánicos) capaz de volatilizarse por el efecto de la calcinación a $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ en un tiempo de 15 min a 20 min.

La determinación de los SVT se basa en la norma NMX-AA-034-SCFI-2001 (Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba).

Siguiendo el procedimiento de la norma, para obtener los resultados de los análisis, se utilizó el siguiente equipo y materiales de laboratorio:

1. Horno de secado análogo con temperatura de hasta 220°C con sensibilidad de $\pm 2^{\circ}\text{C}$ capaz de mantener una temperatura constante, marca ARSA
2. Mufla eléctrica digital con 3 rampas, temperatura máxima de 1100°C con sensibilidad de 2°C , marca FELISA
3. Balanza analítica con sensibilidad de 0.0001 g, marca OHAUS
4. Cápsulas de porcelana con un volumen de 100 ml, adecuada al volumen de muestra
5. Desecador
6. Pinzas para cápsulas de porcelana
7. Guantes de látex
8. Bata de seguridad
9. Cubre bocas

PROCEDIMIENTO:

Determinación para Sólidos Totales Volátiles (SVT):

1. Introducir la cápsula que contiene el residuo seco (es la misma muestra que se utilizó para determinar los Sólidos Totales) a la mufla a $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ durante 15 a 20 min (ver Figura 70), transferir la cápsula al horno a $103-105^{\circ}\text{C}$ aproximadamente 20 min (ver Figura 71), sacar la cápsula, enfriar a temperatura ambiente en desecador (ver Figura 72) y determinar su peso hasta alcanzar peso constante (ver Figura 73). Registrar como peso P_2 .

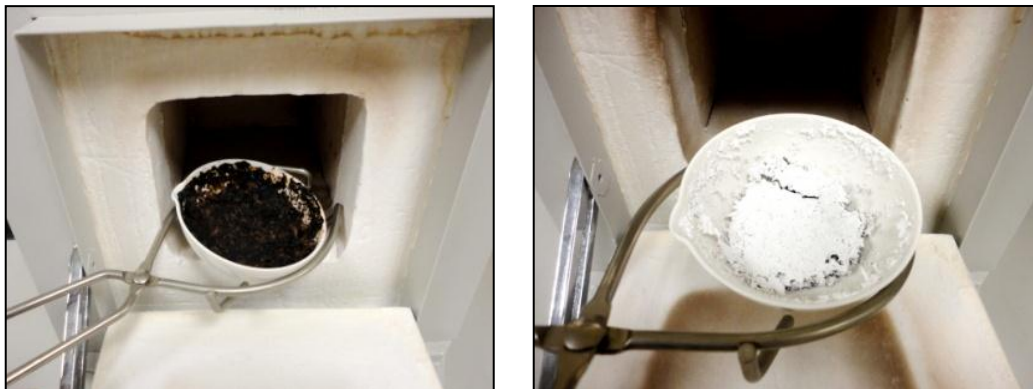


Figura 70. Incinerar la muestra seca en mufla



Figura 71. Bajar la temperatura a la muestra calcinada en horno

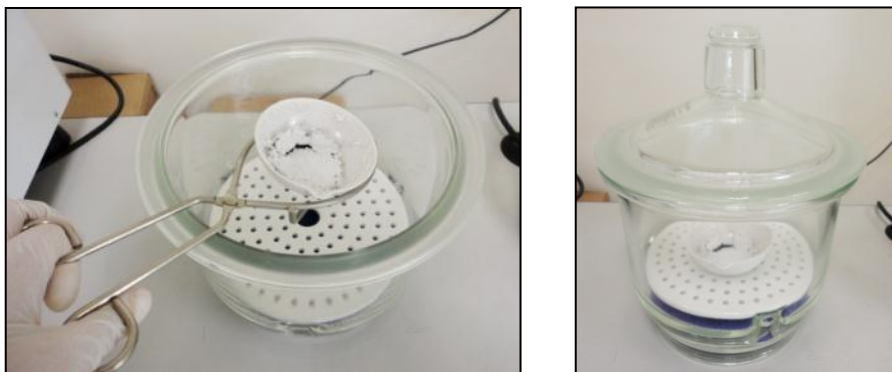


Figura 72. Enfriar la cápsula con muestra calcinada en desecante



Figura 73. Pesar cápsula con muestra calcinada

Calcular el contenido de sólidos volátiles totales de la muestra de la siguiente manera:

$$\text{SVT} = \frac{(P_1 - P_2)}{V}$$

Dónde:

SVT = Sólidos Volátiles Totales (mg/l)

P₁ = Peso de la cápsula que contiene el residuo seco (mg)

P₂ = Peso de la cápsula que contiene el residuo incinerado (mg)

V = Volumen de muestra (ml)

Se anota el valor calculado y eso corresponderá a la cantidad de sólidos volátiles totales que contiene el residuo orgánico.

Sólidos Fijos Totales (SFT)

Concepto: Son aquellos sólidos que no se volatizan (materia inorgánica) a 550°C ± 50°C en un tiempo de 15 min a 20 min.

La determinación de los SFT se basa en la norma NMX-AA-034-SCFI-2001 (Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba).

Nota: Para determinar los sólidos fijos totales, se utiliza la misma muestra calcinada que se obtuvo al realizar la determinación de los sólidos volátiles totales.

Calcular el contenido de sólidos fijos totales de la muestra de la siguiente manera:

$$\text{SFT} = \frac{(P_2 - P_0)}{V}$$

Dónde:

SVT = Sólidos Volátiles Totales (mg/l)

P₀ = Peso de la cápsula vacía (mg) a peso constante

P₂ = Peso de la cápsula que contiene el residuo incinerado (mg)

V = Volumen de muestra (ml)

Se anota el valor calculado y eso corresponderá a la cantidad de sólidos fijos totales que contiene el residuo orgánico.

6.1.8 Porcentaje de sólidos volátiles totales

Para determinar el porcentaje de sólidos volátiles totales, simplemente se utilizan los mismos datos obtenidos en la muestra (residuo orgánico) sometida a secado y calcinación. Dichos datos se obtuvieron al realizar la determinación de los sólidos totales y sólidos volátiles totales respectivamente.

Calcular el porcentaje de sólidos volátiles totales que contiene la muestra de la siguiente manera:

$$\% \text{ SVT} = \frac{(P_1 - P_2)}{(P_1 - P_0)} \times 100$$

Dónde:

% SVT = Porcentaje de Sólidos Volátiles Totales

P₀ = Peso de la cápsula vacía (mg) a peso constante

P₁ = Peso de la cápsula que contiene el residuo seco (mg)

P₂ = Peso de la cápsula que contiene el residuo incinerado (mg)

V = Volumen de muestra (ml)

Se anota el valor calculado y eso corresponderá al porcentaje de sólidos volátiles totales que contiene el residuo orgánico.

6.1.9 Porcentaje de cenizas

El porcentaje de cenizas, es el equivalente a la cantidad de sólido fijos, es decir, es aquella materia inorgánica que no se volatiliza al someterla a incineración.

Para determinar el porcentaje de cenizas, simplemente se utilizan los mismos datos obtenidos en la muestra (residuo orgánico) sometida a secado y calcinación. Dichos datos se obtuvieron al realizar la determinación de los sólidos totales y sólidos volátiles totales respectivamente.

Calcular el porcentaje de cenizas que contiene la muestra de la siguiente manera:

$$\% \text{ Cenizas} = \frac{(P_2 - P_0)}{(P_1 - P_0)} \times 100$$

Dónde:

% Cenizas = Porcentaje de cenizas

P₀ = Peso de la cápsula vacía (mg) a peso constante

P₁ = Peso de la cápsula que contiene el residuo seco (mg)

P₂ = Peso de la cápsula que contiene el residuo incinerado (mg)

V = Volumen de muestra (ml)

Se anota el valor calculado y eso corresponderá al porcentaje cenizas que contiene el residuo orgánico.

6.1.10 Demanda química de oxígeno

Concepto: Se entiende por demanda química de oxígeno (DQO), la cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte.

En otras palabras, es un parámetro que mide la cantidad de sustancias susceptibles de ser oxidadas por medios químicos que hay disueltas o en suspensión en una muestra líquida. Se utiliza para medir el grado de contaminación y se expresa en miligramos de oxígeno diatómico por litro (mgO_2/l). Aunque este método pretende medir principalmente la concentración de materia orgánica, sufre interferencias por la presencia de sustancias inorgánicas susceptibles de ser oxidadas (sulfuros, sulfitos, yoduros, etc.), que también se reflejan en la medida.

Es un método aplicable en aguas continentales (ríos, lagos o acuíferos), aguas negras, aguas pluviales o agua de cualquier otra procedencia que pueda contener una cantidad apreciable de **materia orgánica**.

La determinación de la DQO se basa en el método de análisis aprobado por la USEPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos). Aunque también puede realizarse en base a la norma NMX-AA-030-SCFI-2001 (Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas residuales y residuales tratadas - método de prueba). Pero para este caso de estudio, el método de análisis se basó en la primera, ya que facilita el procedimiento de medición y sobre todo disminuye el tiempo de la preparación de los reactivos debido a que este procedimiento requiere de viales que contienen la cantidad específica de los reactivos que se utilizarán para la medición de la DQO.

Siguiendo el procedimiento de la USEPA, para obtener los resultados de los análisis, se utilizó el siguiente equipo y materiales de laboratorio:

1. Licuadora
2. Vaso de precipitado (500 ml)
3. Agitador magnético
4. Pipeta serológica (2 ml)
5. Reactor DRB 200 (digestión de la muestra)
6. Viales de DQO (reactivos de digestión de rango extra alto 0-15000 mg/l)
7. Agua desionizada
8. Kimwipes (toallas de papel para uso delicado)
9. Gradilla (rejilla para enfriar viales)
10. Colorímetro DR/890 (medición de DQO)
11. Guantes de látex
12. Bata de seguridad
13. Cubre bocas

NOTA IMPORTANTE:

Antes de iniciar con el procedimiento de análisis de DQO, es importante mencionar que al volumen de muestra que se tomó tal y como indica el procedimiento, se le hizo una dilución con agua añadiendo 10 veces el volumen de muestra. El objetivo de hacer tal dilución, es para poder tomar el pequeño volumen de muestra que va a añadirse en el vial de digestión y así poder realizar la medición satisfactoriamente. De no haberlo hecho de esta manera, era imposible poder tomar una muestra de 0.2 ml como lo indica el procedimiento ya que el residuo orgánico que se analizó es muy sólido (aún que ya se le realizó el pre-tratamiento mecánico, es decir, trituración de residuo). En este caso se utilizó un volumen de muestra de 100 ml y se diluyó agregando 1000 ml de agua (ver Figura 74).



Figura 74. Toma y dilución de la muestra (residuo orgánico)

PROCEDIMIENTO:

1. Homogenizar 100 ml de muestra en la licuadora por 2 minutos (ver Figura 75).

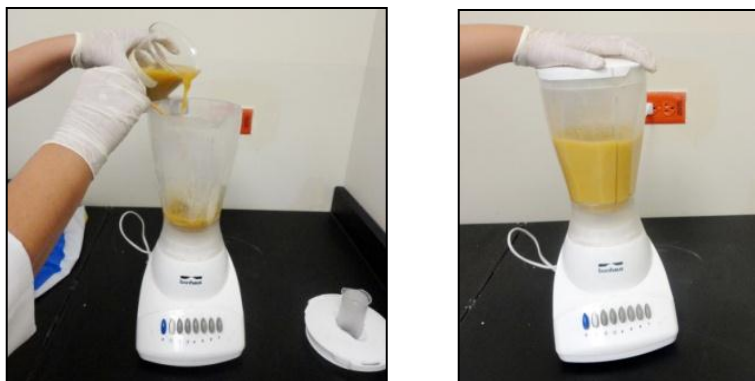


Figura 75. Homogenización de la muestra (residuo orgánico)

2. Vierta los 100 ml de muestra homogenizada en un vaso de 250 ml. Mezclar con un agitador magnético mientras se retira una parte alícuota/proporcional de la mezcla. Esto mejora la precisión y reproducibilidad (ver Figura 76).

NOTA: La mezcla de reacción es sensible a la luz. Mantenga los frascos sin utilizar en el contenedor opaco, en el refrigerador si es posible. La luz que incide sobre los viales durante la prueba, **no afectará los resultados**.

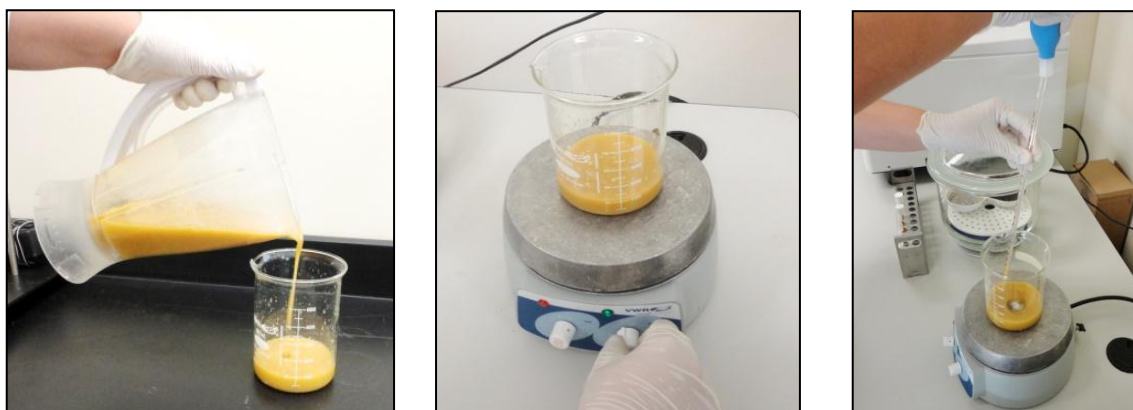


Figura 76. Verter, mezclar y tomar muestra (residuo orgánico)

3. Retirar la tapa del vial DQO (reactivo de digestión). Mantenga el vial en un ángulo de 45 grados. Añadir 0.2 ml de la muestra en el vial con la ayuda de una pipeta (ver Figura 77).

NOTA: El reactivo derramado afectará la prueba y es peligroso para la piel y otros materiales. No ejecutar las pruebas con los viales que se han derramado. Si ocurre un derrame, lave con abundante agua.

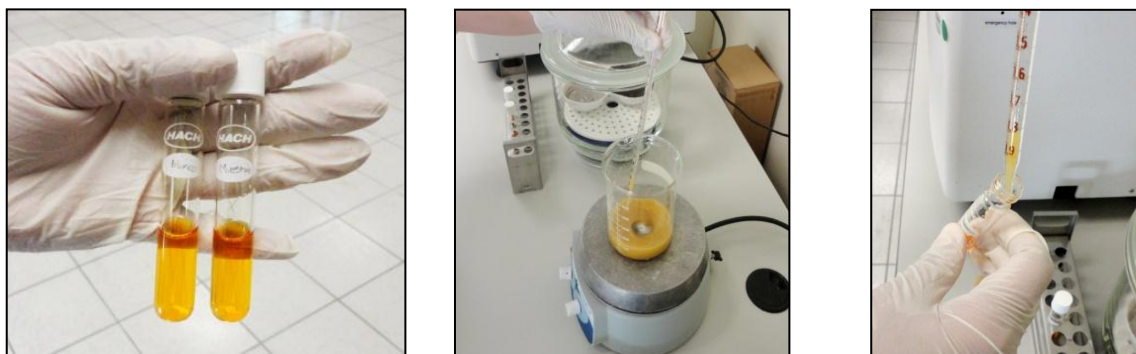


Figura 77. Retirar tapa y añadir la muestra (residuo orgánico) al vial de digestión

4. Coloque nuevamente la tapa del vial herméticamente (apretar). Enjuague la parte exterior del vial DQO con agua desionizada y seque el vial limpio con una toalla de papel (ver Figura 78).



Figura 78. Colocar tapa, enjuagar y secar el vial de digestión

5. Sujete el vial por la tapa y sobre un fregadero. Invertir suavemente varias veces para mezclar el contenido. Colocar el vial en el reactor DRB 200 precalentado hasta 150 °C (ver Figura 79).

Nota: El vial se calentará mucho durante la mezcla.

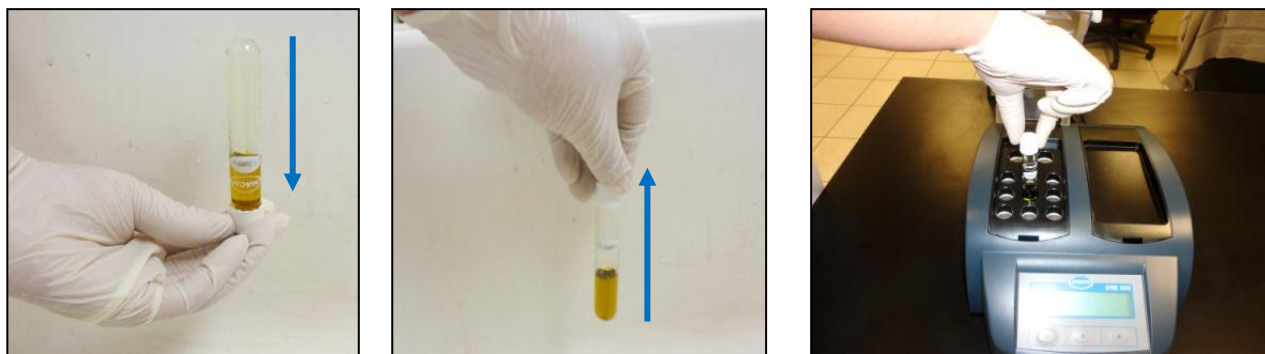


Figura 79. Agitar y calentar el vial de digestión en el reactor DRB 200

6. Preparar un “blanco” repitiendo los pasos del 3 al 5, sustituyendo 0.2 ml de muestra por agua desionizada (ver Figura 80).

NOTA 1: Asegúrese de que la pipeta esté limpia.

NOTA 2: Un “blanco” se debe de realizar con cada conjunto de muestras. Las muestras y los “blancos” se deben realizar con viales del mismo número de lote (el número de lote se encuentra en la etiqueta del contenedor).

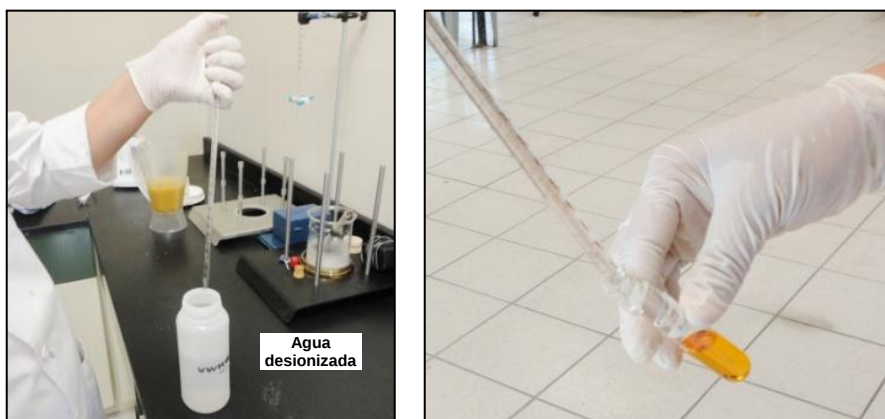


Figura 80. Preparación de un “blanco” (vial de digestión)

7. Calentar los viales por 2 horas a 150 °C (ver Figura 81). Una vez transcurrido ese tiempo, apagar el reactor. Esperar alrededor de 20 minutos para que los viales se enfríen a 120 °C o menos. Sacar los viales del reactor una vez que haya bajado la temperatura mínimo a 120 °C, invierta varias veces cada vial mientras sigan calientes. Coloque los viales en una rejilla y espere hasta que los viales se hayan enfriado a temperatura ambiente (ver Figura 82).



Figura 81. Calentar viales de digestión en reactor DRB 200

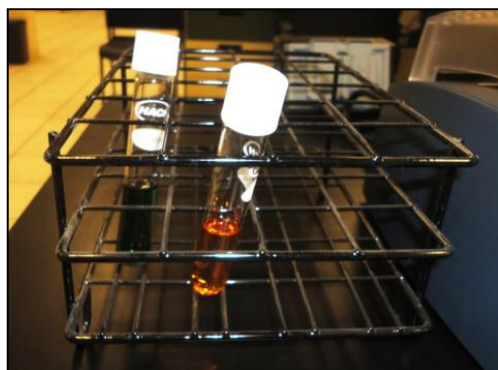


Figura 82. Enfriar viales de digestión

8. Introducir en el colorímetro DR/890 el número del programa almacenado para un rango alto de DQO (en este caso será el programa #17). Limpiar el “blanco” por fuera con una toalla. Limpie con un trapo húmedo y luego con uno seco removiendo cualquier marca o huella dactilar (ver Figura 83). Coloque el “blanco” en el adaptador. Presione hacia abajo directamente la parte superior del vial hasta que se asiente firmemente en el adaptador. Cubra herméticamente el vial con la tapa del instrumento y presione **ZERO** para dejar calibrado el equipo. En la pantalla se mostrará **0 mg/l** (ver Figura 84).

Nota 1: No mueva el vial de lado a lado ya que esto puede causar errores en la medición.

Nota 2: El blanco es estable cuando se almacena en la oscuridad.



Figura 83. Limpiar vial de digestión “blanco”



Figura 84. Calibrar a ZERO el colorímetro DR/890 con el vial de digestión “blanco”

9. Repetir el paso anterior (número 8) pero ahora con el vial que contiene la muestra del residuo orgánico (residuo de comida), presionar el botón de **READ** y en la pantalla se mostrará el resultado en **mg/l**.

Nota: Cuando se utilizan los Viales de DQO (Reactivos de Digestión) de Rango Extra Alto, la norma establece que el resultado obtenido debe multiplicarse por 10 y ese será el resultado total de DQO de la muestra. Pero si se realizó alguna dilución a la muestra, también debe multiplicarse por la cantidad de veces que se haya diluido el residuo orgánico.

Para calcular la cantidad de veces que se diluyó la muestra (residuo orgánico, se debe utilizar la siguiente formula:

$$x = \frac{V_{ro} + V_{H_2O}}{V_{ro}}$$

Dónde:

x = Número de veces que se diluyó la muestra

V_{ro} = Volumen del residuo orgánico (ml)

V_{H_2O} = Volumen de agua que se utilizó para la dilución (ml)

Se anota el valor calculado y eso corresponderá a la cantidad de demanda química de oxígeno que contiene el residuo orgánico.

6.1.11 Relación C/N

Concepto: El carbono (C), se considera como una fuente importante de energía para los microorganismos y el nitrógeno (N) es necesario para la síntesis proteica. La relación adecuada de estos dos (C/N), favorece el crecimiento y la reproducción de microorganismos en el proceso. La relación (C/N) se recomienda que se encuentre en un rango 20–30. Es decir, la relación C/N describe la relación de peso de carbono orgánico y nitrógeno en un material orgánico. Los microorganismos, como todos los organismos vivos, necesitan carbono y relativamente poco nitrógeno para vivir. Si reciben esos elementos en una relación correcta, se reproducen rápidamente y consecuentemente, la descomposición de la materia orgánica también se acelera.

Por lo tanto, si la relación (C/N) es de 10, el nitrógeno será mayor y se podría producir amoníaco gaseoso, contrariamente si la relación es de 40 la materia orgánica tendrá un mayor contenido en carbono, entonces la biodegradación del material requerirá mayor número de generaciones de microorganismos y se volverá más lenta.

La determinación de la relación C/N se basa en los siguientes métodos de análisis: para carbono orgánico total (C) se utilizó el Hach Method 10128 y para el nitrógeno total (N) se utilizó el Hach Method 10072. Ambos métodos pueden realizarse en base a las normas NMX-AA-089/2-SCFI-2010 para determinar el carbono orgánico total (Protección al ambiente - calidad del agua vocabulario - parte 2) y la NMX-AA-024-1984 para el nitrógeno total (Protección al ambiente - contaminación del suelo-residuos sólidos municipales - determinación de nitrógeno total). Pero para este caso de estudio, el método de análisis se basó en los primeros dos, ya que facilita el procedimiento de medición y sobre todo disminuye el tiempo de la preparación de los reactivos debido a que este procedimiento requiere de viales que contienen la cantidad específica de los reactivos que se utilizarán para la medición del carbono y nitrógeno.

Carbono orgánico total:

Siguiendo el procedimiento Hach Method 10128, para obtener los resultados de los análisis, se utilizó el siguiente equipo y materiales de laboratorio:

1. Licuadora
2. Probeta graduada (250 ml)
3. Matraz Erlenmeyer (50 ml)
4. Agitador magnético
5. Pipeta serológica (2 ml)
6. Reactor DRB 200 (digestión de la muestra)
7. Viales de C (reactivos de digestión de rango alto 20-700 mg/l C)
8. Sobres con polvo de persulfato de carbono orgánico total

-
9. Ampolletas con indicador azul (reactivo indicador de pH)
 10. Agua desionizada
 11. Solución tampón pH 2.0 (Buffer Solution)
 12. Tiras de papel para medir pH
 13. Embudo para viales
 14. Kimwipes (toallas de papel para uso delicado)
 15. Gradilla (rejilla para enfriar viales)
 16. Colorímetro DR/890 (medición de DQO)
 17. Guantes de látex
 18. Bata de seguridad
 19. Cubre bocas

NOTA IMPORTANTE:

Antes de iniciar con el procedimiento de análisis del carbono y nitrógeno total, es importante mencionar que al volumen de muestra que se tomó tal y como indica el procedimiento, se le hizo una dilución con agua añadiendo 10 veces el volumen de muestra. El objetivo de hacer tal dilución, es para poder tomar el pequeño volumen de muestra que va a añadirse en los viales de digestión y así poder realizar la medición satisfactoriamente. De no haberlo hecho de esta manera, era imposible poder tomar una muestra de 0.3 ml para el carbono y 0.5 ml para el nitrógeno tal y como lo indica el procedimiento ya que el residuo orgánico que se analizó es muy sólido (aún que ya se le realizó el pre-tratamiento mecánico, es decir, trituración del residuo). En este caso se utilizó un volumen de muestra de 100 ml y se diluyó agregando 1000 ml de agua (ver Figura 85). La misma muestra diluida fue utilizada para realizar tanto el análisis de carbono orgánico total como el de nitrógeno total.



Figura 85. Toma y dilución de la muestra (residuo orgánico)

PROCEDIMIENTO:

1. Homogenizar 100 ml de muestra en la licuadora por 2 minutos (ver Figura 86).

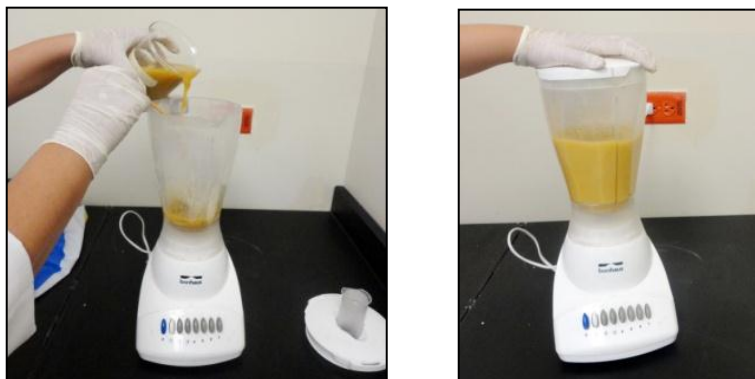


Figura 86. Homogenización de la muestra (residuo orgánico)

2. Encender el reactor DRB 200. Precalentar a 103-105 °C (ver Figura 87). **NOTA:** Ver el manual de usuario DRB 200 para la selección de aplicaciones de temperatura pre-programados.



Figura 87. Precalentamiento del reactor DRB 200

3. La muestra (residuo orgánico diluido) que ya fue homogenizada en el paso 1, tomar solamente 10 ml de muestra y añadirlo a una probeta graduada. Esos 10 ml de muestra, añadirlos a un matraz Erlenmeyer de 50 ml que contiene en su interior una barra de agitación (ver Figura 88).

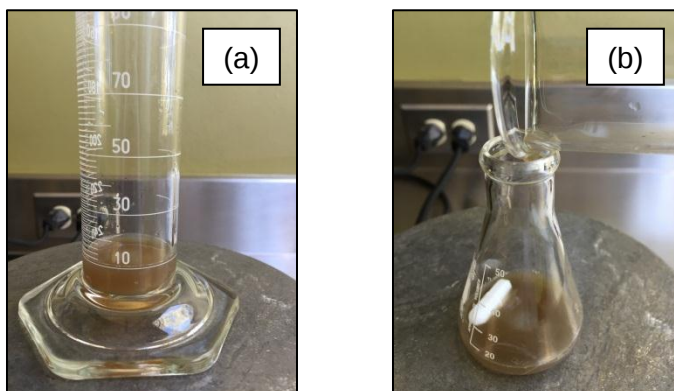


Figura 88. Toma de muestra homogenizada
(a) Muestra en probeta, (b) Muestra en matraz Erlenmeyer

4. Añadir a la muestra, 0.4 ml de solución tampón pH 2.0 (Buffer Solution) con ayuda de un pipeta (ver Figura 89). **NOTA:** Utilice papel pH para asegurarse de que el pH de la muestra es de 2 (ver Figura 90).

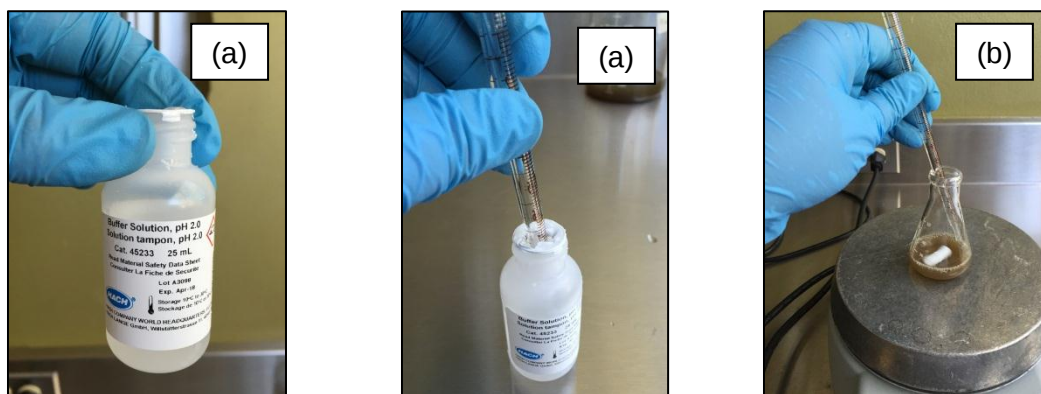


Figura 89. Acidificar la muestra
(a) Solución tampón pH 2.0 (Buffer Solution), (b) Muestra en matraz Erlenmeyer

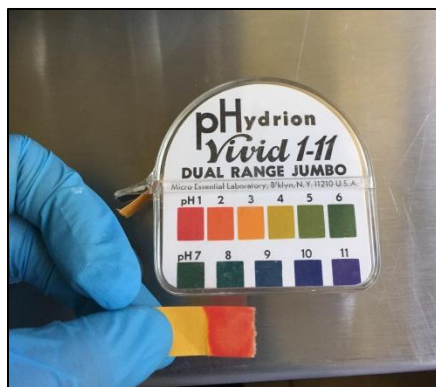


Figura 90. Papel indicador de pH

5. Colocar el matraz con la muestra en una placa de agitación y agitar a una velocidad moderada durante 10 minutos (ver Figura 91).



Figura 91. Homogenización la muestra ácida

6. Etiquetar dos viales de digestión ácida de alto rango: muestra y reactivo “blanco” (ver Figura 92). **NOTA:** Se requiere un reactivo blanco para cada serie de muestras.

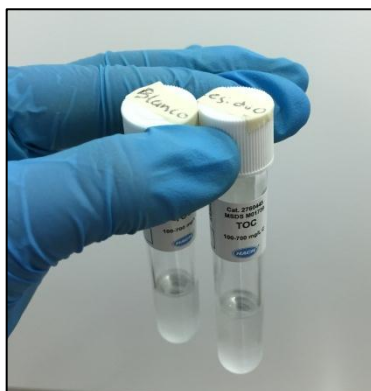


Figura 92. Viales de digestión ácida de alto rango (para muestra y “blanco”)

7. Utilice un embudo, añada el contenido de un sobre en polvo de persulfato para carbono orgánico total a cada vial (que se encuentra etiquetado como muestra y como “blanco”) de digestión ácida (ver Figura 93). Los viales contienen un líquido incoloro. **NOTA:** Es un sobre por cada vial, en total se utilizarían 2 sobres.

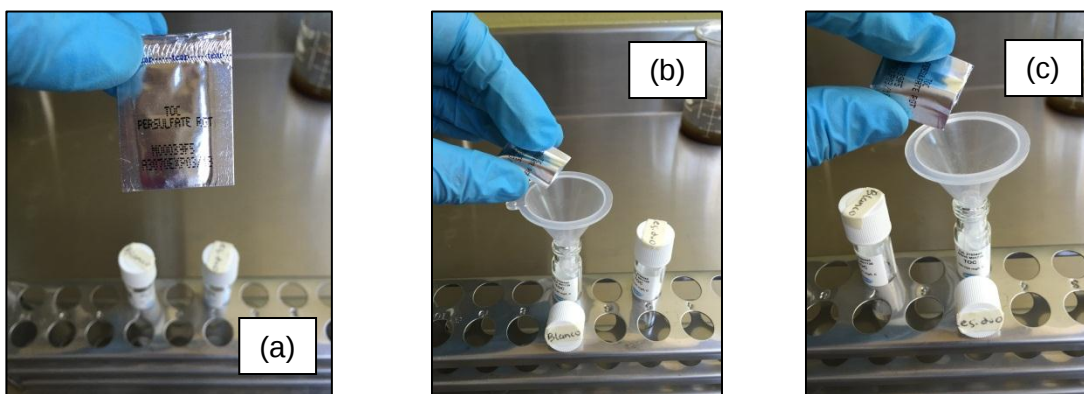


Figura 93. Añadir polvo de persulfato para carbono orgánico total
(a) Polvo de persulfato, (b) “Blanco”, (c) Muestra

8. Utilice una pipeta y añada 0.3 ml de agua libre de orgánicos (agua destilada) al vial etiquetado como reactivo “blanco” y 0.3 ml de muestra preparada (ver paso 5) al vial etiquetado como muestra (ver Figura 94). Cerrar herméticamente y agitar los viales tomándolos por la tapa e invertirlos varias veces para mezclar (ver Figura 95).

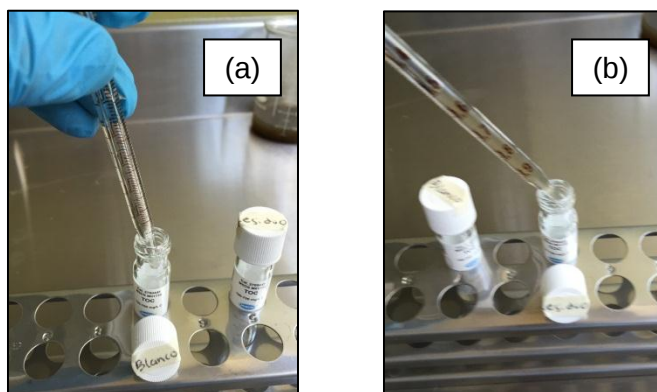


Figura 94. Añadir agua destilada y muestra preparada a viales de digestión
(a) Agua destilada a vial “blanco”, (b) Muestra preparada a vial de muestra

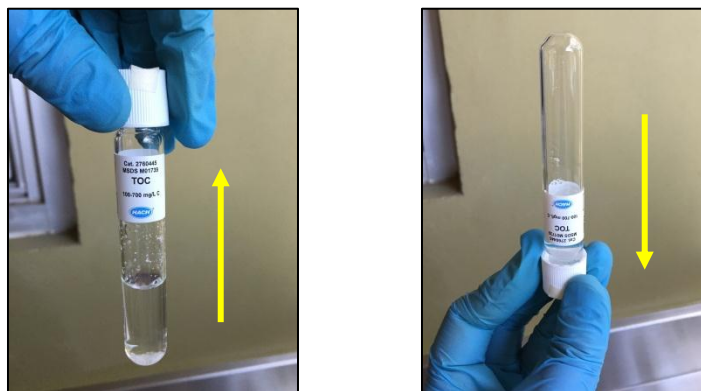


Figura 95. Agitar los viales

9. Enjague dos ampolletas que contienen indicador azul con agua desionizada, séquelos y límpielos con un pañuelo libre de pelusa. **NOTA:** Una vez limpias las ampolletas, no las toque por los costados. Sujételas por la parte superior (ver Figura 96).



Figura 96. Enjuagar y secar ampolletas

10. Inserte las ampolletas que contienen el indicador azul sin abrir, una en cada vial de digestión ácida (ver Figura 97). Cuando la marca señalada en la ampolleta está al nivel con la parte superior del vial de digestión ácida, separe la parte superior de la ampolleta y déjelo caer en el vial de digestión ácida. **NOTA:** No invierta o incline el vial después de insertar la ampolleta, para evitar que el reactivo indicador se mezcle con el contenido del vial de digestión ácida.

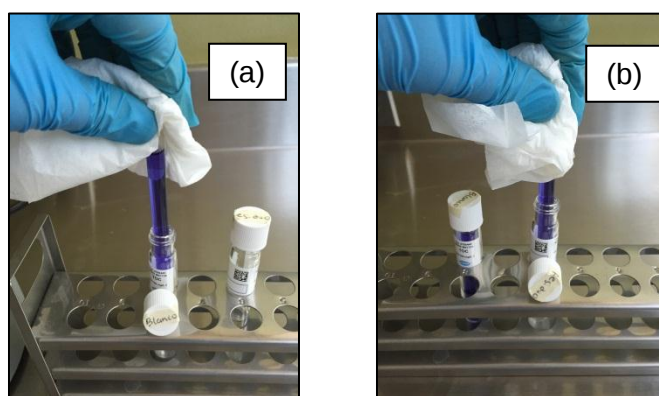


Figura 97. Introducir ampolletas dentro de cada vial de digestión ácida
(a) “Blanco”, (b) Muestra

11. Cerrar herméticamente los viales (“blanco” y muestra) que contienen la digestión ácida y las ampollas indicadoras y colocarlos en el reactor por 2 horas a 103–105 °C (ver Figura 98).



Figura 98. Calentar y digerir viales (“blanco” y muestra)

12. Retire con cuidado los viales sujetándolos por la parte superior, una vez que se haya completado el tiempo de digestión. Colóquelos en una rejilla para tubos de ensayo (ver Figura 99). Deje que los viales se enfríen durante una hora para obtener resultados precisos.

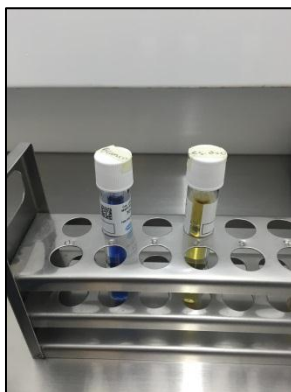


Figura 99. Enfriar viales digeridos (“blanco” y muestra)

13. Introducir en el colorímetro DR/890 el número del programa almacenado para un rango alto de carbono orgánico total (en este caso será el programa #115). Limpiar el “blanco” por fuera con una toalla. Limpie con un trapo húmedo y luego con uno seco removiendo cualquier marca o huella dactilar (ver Figura 100). Coloque el “blanco” en el adaptador. Presione hacia abajo directamente la parte superior del vial hasta que se asiente firmemente en el adaptador. Cubra herméticamente el vial con la tapa del instrumento y presione **ZERO** para dejar calibrado el equipo. En la pantalla se mostrará **0 mg/l** (ver Figura 101). **Nota:** No mueva el vial de lado a lado ya que esto puede causar errores en la medición.



Figura 100. Limpiar vial de digestión “blanco”



Figura 101. Calibrar a ZERO el colorímetro DR/890 con el vial de digestión “blanco”

14. Repetir el paso anterior (número 13) pero ahora con el vial que contiene la muestra del residuo orgánico (residuo de comida), presionar el botón **READ** y en la pantalla se mostrará el resultado en **mg/l**.

Nota: Debido a que el residuo orgánico se diluyó para poder realizar la medición, el resultado obtenido al medirlo en el colorímetro, se debe multiplicar por el número de veces que se diluyó el residuo.

Para calcular la cantidad de veces que se diluyó la muestra (residuo orgánico, se debe utilizar la siguiente formula:

$$x = \frac{V_{ro} + V_{H_2O}}{V_{ro}}$$

Dónde:

x = Número de veces que se diluyó la muestra

V_{ro} = Volumen del residuo orgánico (ml)

V_{H_2O} = Volumen de agua que se utilizó para la dilución (ml)

Se anota el valor calculado y eso corresponderá a la cantidad de carbono orgánico total (C) que contiene el residuo orgánico.

Nitrógeno total:

Siguiendo el procedimiento Hach Method 10072, para obtener los resultados de los análisis, se utilizó el siguiente equipo y materiales de laboratorio:

1. Probeta graduada (250 ml)
2. Agitador magnético
3. Pipeta serológica (2 ml)
4. Reactor DRB 200 (digestión de la muestra)
5. Viales de hidróxido de nitrógeno total # 40 (reactivos de digestión de rango alto 10-150 mg/l N)
6. Sobres con polvo de persulfato de nitrógeno total # 40
7. Viales de nitrógeno total C # 21 (reactivos de digestión de rango alto 10-150 mg/l N)
8. Sobres con reactivo en polvo para nitrógeno total A y B # 21

-
9. Agua desionizada
 10. Embudo para viales
 11. Kimwipes (toallas de papel para uso delicado)
 12. Gradilla (rejilla para enfriar viales)
 13. Colorímetro DR/890 (medición de DQO)
 14. Guantes de látex
 15. Bata de seguridad
 16. Cubre bocas

RECORDATORIO:

La misma muestra diluida que se utilizó para determinar el carbono orgánica total, es la misma que se utiliza para determinar el nitrógeno total (ver Figura 85).

PROCEDIMIENTO:

1. Encender el reactor DRB 200. Precalentar a 103-105 °C (ver Figura 102). **NOTA:** Ver el manual de usuario DRB 200 para la selección de aplicaciones de temperatura pre-programados.



Figura 102. Precalentamiento del reactor DRB 200

2. Etiquetar dos viales de digestión de alto rango de hidróxido de nitrógeno # 40 como “blanco” y el otro como “muestra o residuo” (ver Figura 103), para evitar confusiones al momento de realizar el procedimiento de determinación de nitrógeno total.



Figura 103. Etiquetar viales de digestión (“blanco” y muestra)

3. Preparar un reactivo “blanco”: con la ayuda de un embudo, añadir el contenido de un sobre de reactivo en polvo de persulfato de nitrógeno # 40 a un vial de digestión de alto rango de hidróxido de nitrógeno # 40 (ver Figura 104). **NOTA:** Limpie cualquier restos de reactivo (polvo) que haya quedado sobre la tapa o en la rosca del tubo.

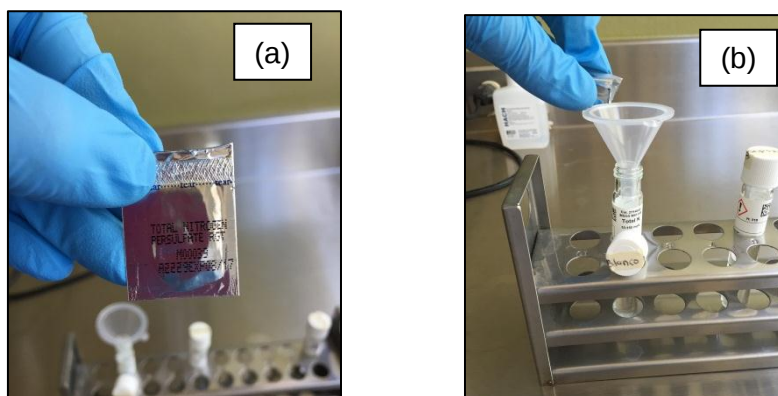


Figura 104. Preparación del vial de digestión “blanco” con reactivo en polvo
(a) Reactivo en polvo, (b) Vial de digestión

4. Añadir al vial de digestión “blanco” (previamente preparado en el paso 3) 0.5 ml de agua libre de orgánicos, por ejemplo: agua desionizada (ver Figura 105). Tapar el vial y agitarlo enérgicamente durante 30 segundos, invirtiéndolo varias veces y tomándolo por la tapa (ver Figura 106). **NOTA:** Puede que el reactivo de persulfato no se disuelva completamente después de la agitación. Un reactivo “blanco” es suficiente para cada conjunto de muestras usando los mismos lotes de reactivos.

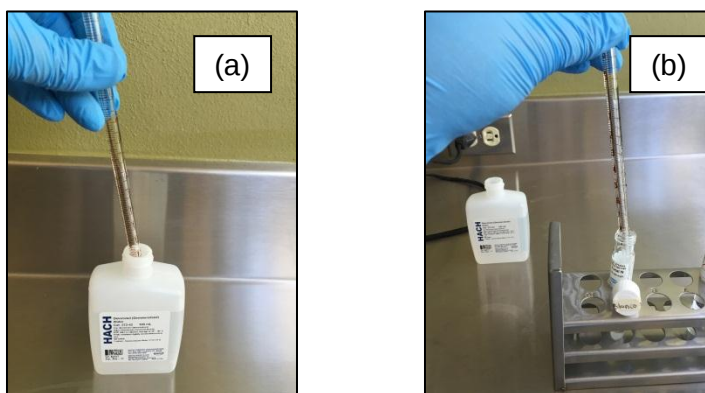


Figura 105. Preparación del vial de digestión “blanco” con agua desionizada
(a) Agua desionizada, (b) Vial de digestión

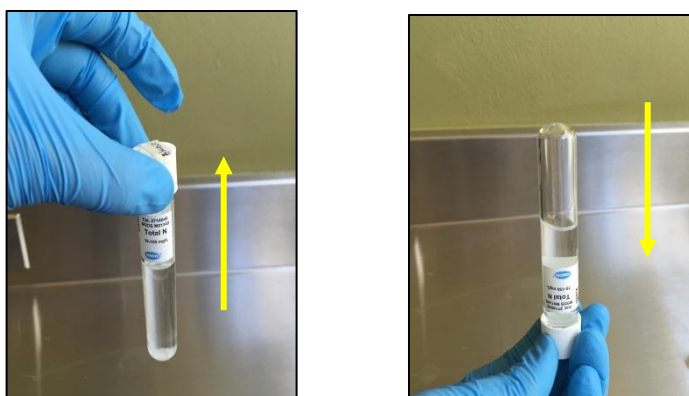


Figura 106. Agitar el vial de digestión “blanco”

5. Prepare un vial de digestión para la “muestra/residuo”: con la ayuda de un embudo, añadir el contenido de un sobre de reactivo en polvo de persulfato de nitrógeno total # 40 a un vial de digestión de alto rango de hidróxido de nitrógeno total # 40 (ver Figura 107). **NOTA:** Limpie cualquier restos de reactivo (polvo) que haya quedado sobre la tapa o en la rosca del tubo.



Figura 107. Preparación del vial de digestión “muestra/residuo” con reactivo en polvo

6. Añadir al vial de digestión etiquetado como “muestra/residuo”, 0.5 ml de muestra homogenizada, es decir, el residuo orgánico diluido (ver Figura 108). Tapar el vial y agitarlo energicamente durante 30 segundos (ver Figura 106). **NOTA:** Puede que el reactivo de persulfato no se disuelva completamente después de la agitación.

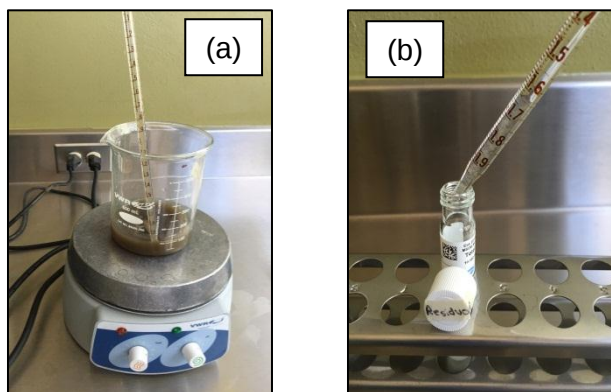


Figura 108. Preparación del vial de digestión “muestra/residuo” con muestra homogenizada
(a) Muestra homogenizada, (b) Vial de digestión

7. Colocar los viales de digestión “blanco” y muestra/residuo en el reactor DRB 200 precalentado. Calentar los viales durante 30 minutos (ver Figura 109).



Figura 109. Calentar y digerir viales (“blanco” y muestra)

8. Utilizar guantes, retirar del reactor los viales (“blanco” y muestra) calientes y dejar enfriar a temperatura ambiente (ver Figura 110). **NOTA:** Es muy importante retirar los viales del reactor después de que pasaron 30 minutos exactamente.



Figura 110. Enfriar viales (“blanco” y muestra)

9. Introducir en el colorímetro DR/890 el número del programa almacenado para un rango alto de nitrógeno total, que corresponde al programa # 69, la pantalla mostrará PRGM 69, mg/L, N y el ícono de ZERO (ver Figura 111).



Figura 111. Programar colorímetro DR/890

10. Añadir el contenido de un sobre de reactivo en polvo de nitrógeno total A #21 en el vial que contiene el “blanco” y otro sobre al vial que contiene la muestra digerida (ver Figura 112). Tapar los viales y agitarlos durante 15 segundos (ver Figura 106). Presionar: TIMER ENTER después de agitar. Comenzará un período de reacción de tres minutos (ver Figura 113).

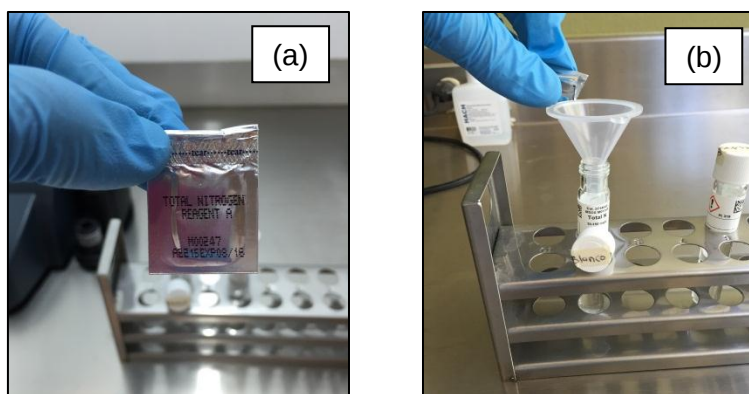


Figura 112. Añadir reactivo de nitrógeno total A, a los viales digeridos “blanco” y muestra
(a) Reactivo en polvo, (b) Viales de digestión



Figura 113. Programar tiempo de reacción 1

11. Después de que suene el temporizador, agregar un sobre de reactivo en polvo de nitrógeno total B a los viales “blanco” y muestra que anteriormente se le añadió el reactivo en polvo de nitrógeno total A #21, uno a cada uno (ver Figura 114). Tapar los viales y agitar durante 15 segundos (ver Figura 106). Una vez completado los 3 minutos de reacción del paso 10, se mostrará en la pantalla: 2:00 TIMER 2. Presione ENTER después de agitar. Comenzará un período de reacción de dos minutos (ver Figura 115). NOTA: Los reactivos no se disolverán completamente. La solución comenzará a ponerse amarilla.

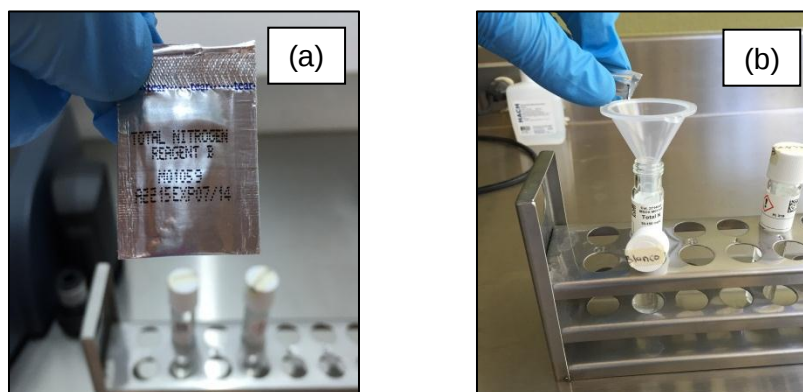


Figura 114. Añadir reactivo de nitrógeno total B, a los viales digeridos “blanco” y muestra
(a) Reactivo en polvo, (b) Viales de digestión



Figura 115. Programar tiempo de reacción 2

12. Después de que suene el temporizador, retire la tapa de dos viales con reactivo de nitrógeno total C (ver Figura 116). Añadir a un vial de nitrógeno total C, 2 ml de reactivo “blanco” digerido (ver paso 10). A otro vial de nitrógeno total C, añadir 2 ml de la muestra digerida (ver paso 11). Los viales estarán calientes (ver Figura 117).



Figura 116. Viales con reactivo de nitrógeno total C

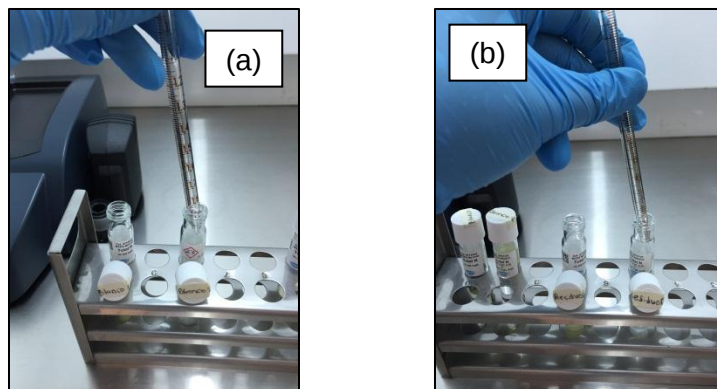


Figura 117. Preparación de viales con reactivo de nitrógeno total C
(a) Vial “blanco” digerido, (b) Vial muestra digerida

13. Cierre los viales (que preparó previamente en el paso 12) e inviértalos lentamente 10 veces para mezclar. El vial estará muy caliente. **NOTA:** Una mezcla adecuada es muy importante para una completa recuperación/reactivación. Sostenga el vial con la tapa hacia arriba y de forma vertical. Invierta el vial y espere a que toda la solución fluya hacia el extremo de la tapa. Espere. Devuelva el vial a la posición vertical y espere a que toda la solución fluya a la parte inferior del vial (ver Figura 118). Esta es una inversión (10 inversiones = 30 segundos).

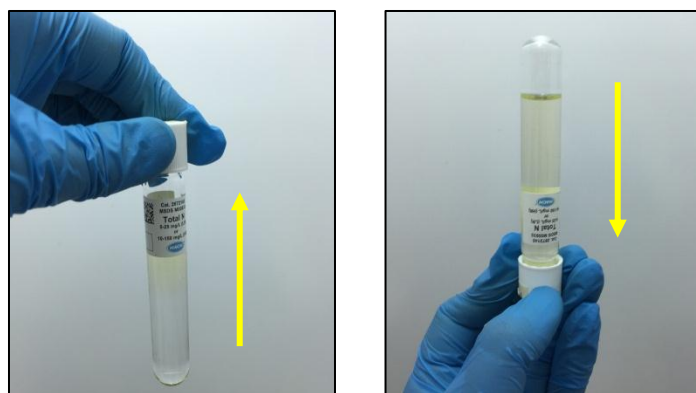


Figura 118. Agitar vial de digestión “blanco” y muestra

14. Una vez completado los 2 minutos de reacción del paso 11, la pantalla mostrará: 05:00 Timer 3. Presione: ENTER. Inicialará un período de reacción de 5 minutos (ver Figura 119). Ya no invierta el vial. **NOTA:** El color amarillo se intensificará.



Figura 119. Programar tiempo de reacción 3

16. Cuando suene el temporizador, limpie el exterior del vial del reactivo de nitrógeno total C que contiene el reactivo “blanco” (ver Figura 120). Coloque el vial en el adaptador con el logo de Hach hacia la parte frontal del instrumento. Empuje hacia abajo de la parte superior del vial hasta que se asiente firmemente en el adaptador. Cierre herméticamente con la tapa del instrumento. **NOTA:** No mueva el vial de lado a lado durante la inserción, ya que esto puede causar errores en la medición. Limpie el vial con una toalla húmeda y luego séquelo para eliminar las huellas dactilares u otras marcas. Presione: ZERO. El cursor se moverá hacia la derecha, luego se mostrará en la pantalla: 0 mg/L N (ver Figura 121).

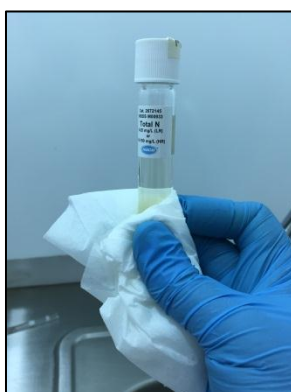


Figura 120. Limpiar vial de digestión (reactivo de nitrógeno total C) “blanco”



Figura 121. Calibrar a ZERO el colorímetro DR/890 con el vial de digestión “blanco”

17. Repetir el paso anterior (número 16) pero ahora con el vial que contiene la muestra del residuo orgánico (residuo de comida), presionar el botón **READ** y en la pantalla se mostrará el resultado en **mg/l**.

Nota: Debido a que el residuo orgánico se diluyó para poder realizar la medición, el resultado obtenido al medirlo en el colorímetro, se debe multiplicar por el número de veces que se diluyó el residuo.

Para calcular la cantidad de veces que se diluyó la muestra (residuo orgánico, se debe utilizar la siguiente formula:

$$x = \frac{V_{ro} + V_{H_2O}}{V_{ro}}$$

Dónde:

x = Número de veces que se diluyó la muestra

V_{ro} = Volumen del residuo orgánico (ml)

V_{H_2O} = Volumen de agua que se utilizó para la dilución (ml)

Se anota el valor calculado y eso corresponderá a la cantidad de nitrógeno total (N) que contiene el residuo orgánico.

Los procedimientos para la realización de los análisis físico-químicos descritos anteriormente, se aplicaron a:

- ✓ Residuo sólido orgánico (desperdicios de comida). Estos análisis se realizaban cada vez que se recolectaba residuo nuevo, ya que aunque todos se engloben en desperdicios de comida (materia orgánica), las características físicas y químicas son muy variables así como sus proporciones y esto puede impactar en gran medida al proceso de degradación, así como al rendimiento en la producción de biogás.
- ✓ Inóculo (lodo anaeróbico estabilizado). Los análisis se realizaron solamente una vez al inóculo para conocer sus características, ya que iba a ser la base para iniciar con la alimentación del residuo una vez que las bacterias se adaptaran al sistema (pH y temperatura).
- ✓ Sustrato de alimentación (residuo orgánico + agua). Con los resultados obtenidos de los análisis físico-químicos del residuo orgánico, se definieron las concentraciones adecuadas con las cuales se iba a estar alimentando el digestor diariamente. El sustrato de alimentación se analizaba cada vez que se iba a alimentar el digestor con una concentración y residuo diferente, esto es para tener un control de las adiciones del alimento en cuanto a cantidad y composición del residuo, así como conocer la cantidad de biogás generada.
- ✓ Reacción biológica (inóculo + sustrato de alimentación). Para la reacción biológica donde se lleva a cabo la degradación de la materia orgánica, los análisis que se llevaban a cabo eran pH y temperatura, los cuales se monitoreaban en todo momento para conocer el comportamiento del proceso de digestión anaeróbica.
- ✓ Efluente (líquido tratado). El efluente, se analizaron diariamente. Los análisis que se llevaron a cabo fueron: sólidos totales, sólidos volátiles totales y la demanda química de oxígeno, este último parámetro (DQO) se medía únicamente cuando se variaba tanto la concentración así como el tipo de residuo con el cual se alimentaba el digestor y cuando se cumplía el tiempo de retención hidráulico definido, es decir, solamente se medía al inicio de una alimentación y al final cuando se completaba el tiempo de digestión. La razón por la cual se realizó la medición de DQO de esta manera, es porque se contaban con un número de viales de digestión de DQO determinado, los cuales debían racionarse para el seguimiento de la reacción. La finalidad de analizar el efluente, es para conocer el porcentaje de degradación en ST, SVT y DQO, es decir, con estos parámetros se puede determinar la estabilidad del sistema, que a su vez se ve reflejado en la producción de biogás y concentración de metano.

El pre-tratamiento mecánico (trituration) y dilución, únicamente aplicó para el residuo orgánico (desperdicios de comida), ya que facilitaba la realización de la mayoría de los análisis. Al inóculo, sustrato de alimentación, reacción biológica y efluente no fue necesario ya que se encuentra con un alto porcentaje de agua, es decir, diluidos.

A continuación, se muestra el resumen de los resultados de la caracterización (análisis físico-químicos) para los 3 tipos residuos sólidos orgánicos (desperdicios de comida) que fueron recolectados semanalmente, durante 3 semanas consecutivas, considerando que de una semana a otra el residuo varía tanto en cantidad como en su composición. Además se muestran los resultados de la caracterización del lodo anaeróbico estabilizado, es decir, del inóculo (ver Tabla 8 y Tabla 9):

Tabla 8. Resultados de los análisis físico-químicos del residuo sólido orgánico recolectado en un período de 3 semanas consecutivas

Caracterización (desperdicios de comida)			
Parámetro	RSO 1*	RSO 2*	RSO 3*
pH	5.29	4.51	4.91
Densidad (g/L)	1023.5	1077.4	1040.8
% Humedad	89.88	81.64	78.75
% Cenizas	11.83	5.65	9.89
% Sólidos Volátiles	88.17	94.35	90.11
Sólidos Totales (mg/L)	102068	189924	109332
Sólidos Totales Volátiles (mg/L)	89994	179198	101817
Sólidos Totales Fijos (mg/L)	12074	10726	7515
Demanda Química de Oxígeno (mg/L)	158950	330540	163420
Relación C/N	13.45	20.56	21.41

***RSO 1:** Residuo sólido orgánico recolectado durante la semana 1.

***RSO 2:** Residuo sólido orgánico recolectado durante la semana 2.

***RSO 3:** Residuo sólido orgánico recolectado durante la semana 3.

En la Tabla 8, se observa la variación que presentaron los residuos orgánicos recolectados de una semana a otra, pudiéndose observar que en la semana 2 (RSO 2) la cantidad de SV era mayor que en las otras dos así como la cantidad de DQO. El pH, es otra de las variables determinantes, como se puede observar los 3 residuos recolectados se encuentran en un nivel de pH ácido, aunque el RSO 2 es ligeramente más ácido que los otros dos residuos.

La finalidad de conocer el pH que contiene el residuo orgánico, se debe a que determinará si va a ser necesario neutralizarlo una vez preparado el sustrato de alimentación antes de añadirlo al digestor para no acidificar la reacción y que provoque un paro en la producción de biogás, aunque el proceso de digestión anaeróbica inicia con una fase ácida, es decir, la cantidad de microorganismos acidogénicos es mayor al arrancar el proceso porque son los que ayudan a la descomposición de la materia orgánica, después de esta fase disminuyen este tipo de microorganismos y se ve reflejado en un incremento del pH. Aunque, con sustratos que contienen un nivel de pH muy ácido, se vuelve más complicado y más lento que alcance el punto de equilibrio (pH neutro), es decir, que haya mayor cantidad de microorganismos metanogénicos que acidogénicos, es por eso que se recurre a la neutralización del sustrato de entrada con sustancias alcalinas.

Por otro lado, el parámetro relación C/N influye fuertemente en la producción de biogás y la calidad del mismo (alta concentración de metano). Como ya se mencionó en el subcapítulo 2.4, la relación C/N óptima debe andar en un rango de 20:1 - 30:1, ya que es la fuente de alimento para los microorganismos metanogénicos. Como se puede observar en los análisis, el residuo menos favorecido fue el de la semana 1, los otros dos se encuentran en el límite mínimo.

Los datos reportados en la Tabla 8, son muy importantes conocerlos, ya que permite calcular las proporciones y concentraciones adecuadas para la preparación del sustrato con el cual se alimentará el digestor y además, comprobar cuanta producción de biogás se puede obtener con cada uno de estos residuos.

Es muy importante mencionar que durante la semana 1 (RSO 1), lo que más se recolectó fueron residuos de frutas y vegetales, dentro de los vegetales el de mayor proporción fue la berenjena, lo demás, recolectado en esa misma semana fue residuo de comida cocida pero en menor proporción.

Para la semana 2 (RSO 2), se registró una gran proporción de arroz, tortillas de maíz y pizza, en menor proporción fueron los residuos de frutas y vegetales y en una proporción aún menor fueron residuos de comida cocida.

Por último, lo que se recolectó durante la semana 3 (RSO 3), en su mayoría fueron residuos de pan blanco y tortillas de maíz, en menor proporción fueron residuos de frutas y vegetales, y al igual que en las dos semanas anteriores, la menor cantidad de desperdicios recolectados, fue la comida cocida.

NOTA: Dentro de los desperdicios de comida cocida, se incluyen los huesos, cueros y carne.

Llevar un registro de los residuos que se recolectan en un determinado período de tiempo es de suma importancia, ya que está comprobado de un día a otro, de un lugar a otro, los residuos que se generan en el sector residencial varían tanto en cantidad como en composición, y esos dos principales factores deben ser considerados al momento de diseñar un digestor anaeróbico y estimar la producción de biogás que se puede obtener de dichos residuos generados conociendo sus características físico-químicas. Con esos datos se puede simular el comportamiento operativo del digestor y después comprobarlo experimentalmente para encontrar las condiciones óptimas en la cual operará el digestor, para obtener el mayor aprovechamiento energético en la degradación de este tipo de residuos sólidos orgánicos.

Tabla 9. Resultados de los análisis físico-químicos del lodo anaeróbico estabilizado (inóculo)

Caracterización	
Parámetro	Inóculo
pH	8.62
Densidad (g/L)	978.2
% Humedad	99.61
% Cenizas	47.97
% Sólidos Volátiles	52.03
Sólidos Totales (mg/L)	3825
Sólidos Totales Volátiles (mg/L)	1990
Sólidos Totales Fijos (mg/L)	1835
Demanda Química de Oxígeno (mg/L)	41580
Relación C/N	10.09

De igual forma, es primordial conocer el estado inicial (características) en las que se encuentra el inóculo antes de añadirle el sustrato de alimentación. Es por eso que se llevaron a cabo los mismos análisis físico-químicos que fueron aplicados al residuo sólido orgánico. Como se puede observar, el pH del lodo anaeróbico (inóculo) es alto (alcalino), esto da ventaja en comparación a los **residuos de comida**, que tienen un pH ácido, el cual ayudará a estabilizarlos al mezclar el inóculo con el residuo y evitar así la acidificación del proceso de digestión, el cual podría inhibir la producción de biogás así como la correcta degradación de la materia orgánica. Lo menos favorecido fue la cantidad de microorganismos que contiene el inóculo ya que se ve reflejado en una relación C/N pobre.

6.1.12 Medición de la producción de biogás

Para la medición de cantidad de biogás producido en los sistemas de digestión anaeróbica fueron los siguientes:

- En el digestor anaeróbico a escala laboratorio que cuenta con una capacidad de 7 litros (ver Figura 38) en modo de operación de CSTR de una sola etapa y con alimentación semi-continua, se diseñó e instaló un pequeño sistema que funciona por desplazamiento de agua (ver Figura 122).

Los componentes del sistema de medición de biogás son:

1. Contenedor de agua. Se utilizó un depósito bidón (hermético) recuperador de agua que traen instalados los automóviles Golf (V.W.). La razón por la que se seleccionó este tipo de contenedor, se debe a que es hermético con lo cual no iba a haber problemas de pérdidas de presión por el biogás generado, otra razón, es que la entrada (por la parte superior del contenedor) y salida (por la parte inferior) del agua permitía el desplazamiento del líquido sin problema una vez que se generaba biogás en el sistema de digestión. Por último, se seleccionó este tipo de contenedor porque el tamaño era el ideal para medir volúmenes pequeños.

2. Mangueras. Una para la salida del biogás y otra para la salida de agua del contenedor.

3. Probeta graduada. Para medir la producción de biogás, con un volumen de 500 ml.

El principio de funcionamiento de este pequeño sistema de medición de biogás es muy simple. Por la parte superior del digestor anaeróbico se conduce una manguera que también se conecta por la parte superior del contenedor, el cual se encuentra lleno con agua y totalmente hermético, cuando se ejerce presión por la acumulación del biogás producido en el digestor anaeróbico, hay un desplazamiento del líquido que se encuentra en el contenedor, el agua desplazada se dirige hacia la probeta graduada y así se puede medir lo que es el volumen de biogás producido.

- En cambio en el digestor anaeróbico a escala piloto que cuenta con una capacidad de 1000 litros (ver Figura 37) y que funciona bajo dos modos de operación (CSTR o UASB) de una sola etapa, se instaló un medidor de flujo de biogás digital (ver Figura 123) Smart-Trak 2, modelo: M100L-DD-2-OV1-PV2-V1-C10-GS. El principio de funcionamiento se basa en la transferencia de calor y la primera ley de la termodinámica. Durante el proceso de operación, el gas entra en el cuerpo de flujo del instrumento y se divide en dos trayectorias de flujo, uno a través del tubo del sensor, el otro a través de la derivación de flujo laminar.

El bypass de flujo laminar (a menudo llamado LFE que significa "elemento de flujo laminar") genera una caída de presión, P_1-P_2 , obligando a una pequeña fracción del flujo total para pasar a través del tubo sensor (m_1). Cuenta con dos detectores de temperatura de resistencia (RTD) y unas bobinas alrededor del tubo del sensor que dirigen una cantidad constante de calor (H) en la corriente de gas. La toma de lectura es directa, protegida del exterior (aguay polvo) ya que se encuentra instalada dentro de una caja protectora.

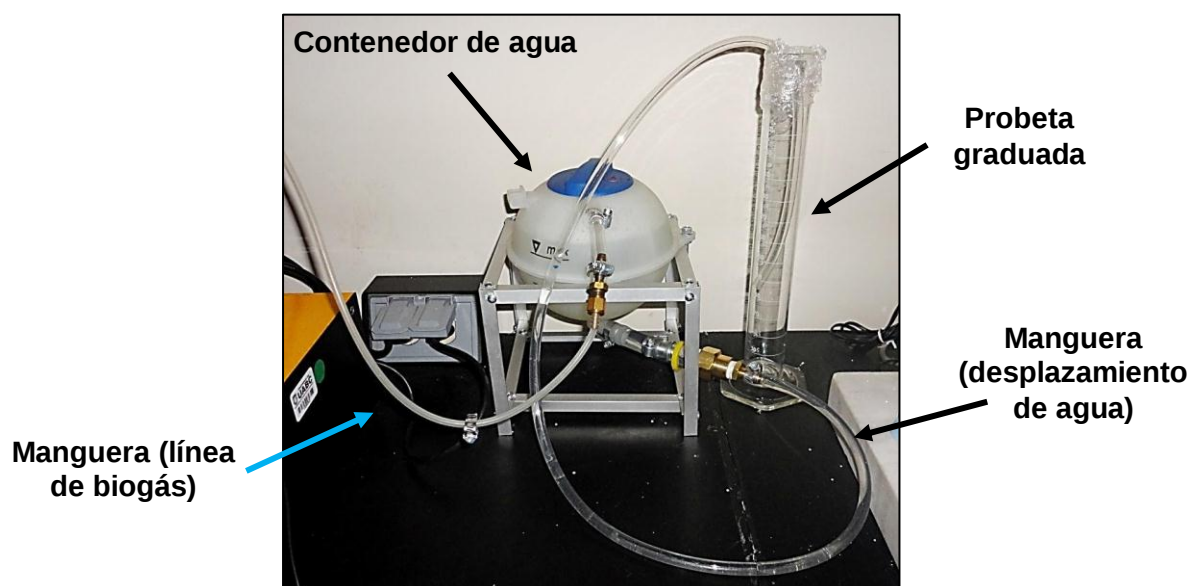


Figura 122. Sistema de medición de biogás por desplazamiento de agua

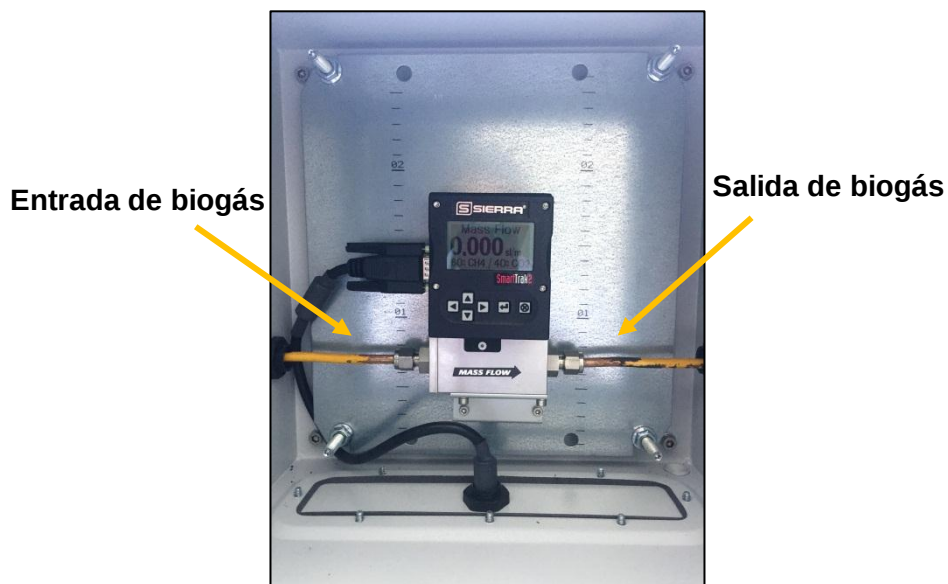


Figura 123. Medidor de flujo de biogás digital

6.1.13 Medición de la concentración de metano

La calidad del biogás se midió con un analizador de gases portátil que funciona por rayos infrarrojos Gasboard 3200-L (ver Figura 124). Este analizador permite medir el porcentaje concentración de 4 gases: metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), oxígeno disuelto (O_2) y sulfuro de hidrógeno (H_2S), las unidades para éste último gas se dan en partes por millón (ppm). El analizador cuenta con un pequeño sistema de purificación de biogás, el cual se conecta a la entrada del analizador y tiene un medidor de flujo másico para regular la entrada de la muestra del gas que va a analizarse. La finalidad de este sistema de purificación, es remover el polvo y la humedad que contenga la muestra de biogás. El analizador también cuenta en su interior con una bomba la cual succiona a muestra de biogás y la hace pasar por a través de un sistema de rayos infrarrojos que son los que detectan la composición del biogás. Además, el instrumento cuenta con una pantalla grande LCD en la cual se muestran las lecturas de la composición de la muestra de biogás (ver Figura 125), un teclado metálico compuesto de 6 teclas, un microprocesador de alto rendimiento para lograr una buena, fiable y precisa medición.

El principio de funcionamiento del analizador se basa en la ley de Beer-Lambert y que consiste en una relación empírica que relaciona la absorción de luz con las propiedades del material atravesado, es decir, relaciona la intensidad de luz entrante en un medio con la intensidad saliente después de que en dicho medio se produzca absorción. Por otro lado, las moléculas de gas como CO , CO_2 , CH_4 , C_3H_8 y NO , que se componen de átomos heterogéneos, tienen espectros de absorción en el rango/gama infrarrojo, razón por la cual, la intensidad de absorción cumple con la ley de Beer-Lambert.



Figura 124. Equipo de medición de concentración de biogás

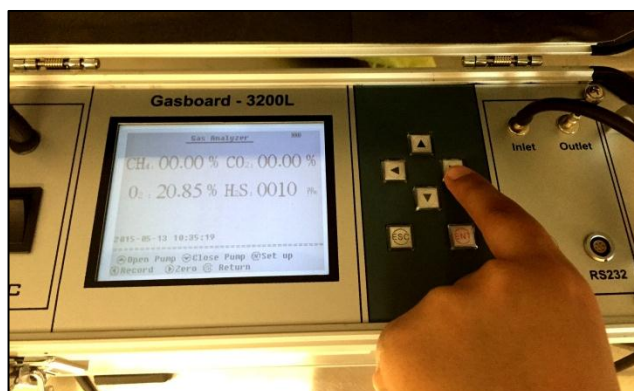


Figura 125. Pantalla LCD (lectura de mediciones de concentración de gas)

6.2 Calibración de los instrumentos y equipos

Es importante calibrar para establecer con exactitud que los resultados que arroja un instrumento de medida sean los mismo que la magnitud que se mide con él.

Para calibrar un instrumento o patrón es necesario disponer de uno de mayor precisión que proporcione el valor convencionalmente verdadero que es el que se empleará para compararlo con la indicación del instrumento sometido a calibración.

El envejecimiento de los componentes, los cambios de temperatura y el estrés mecánico que soportan los equipos deterioran poco a poco sus funciones. Cuando esto sucede, los ensayos y las medidas comienzan a perder confianza y se refleja tanto en el diseño como en la calidad del producto. Por esta razón es de suma importancia que los equipos se encuentren calibrados antes de realizar la medición de la muestra.

6.2.1 Sensor de pH

El digestor a escala laboratorio (ver Figura 126), trae integrado en su sistema, un sensor de pH/temperatura con nano-suspensión, marca: LAMBDA, modelo: LA801 (ver Figura 127). El sensor, es un electrodo de vidrio combinado con referencia Ag/AgCl, el cual utiliza un nuevo tipo de electrolito. El KCl se encuentra permanentemente inmovilizado en una nano-suspensión de material altamente puro e inerte. La temperatura se mide por una alta precisión que corresponde al componente en miniatura PT100, colocado en la parte de medición de pH del electrodo de vidrio.

La calibración del sensor de pH, se hace en base a las instrucciones del proveedor. El procedimiento es muy similar al descrito en el subcapítulo 6.1.4, de igual forma se ocupan las soluciones buffer para calibración: pH=4.01, pH=7.00, pH=10.00 (ver Figura 47) y el agua desionizada para enjuagar el sensor entre cada punto de calibración.

Una vez calibrado, se instala el sensor en el digestor (ver Figura 126) y la medición se realiza directamente sobre el sustrato, es decir, la medición es constante y la lectura se toma sobre la pantalla que trae el sistema de digestión.

Por otro lado, el digestor a escala piloto (ver Figura 37), se le integró un sensor de pH/temperatura el cual se encuentra instalado a una altura media donde hace contacto directo con el sustrato (ver Figura 128), obteniéndose una medición constante y la lectura se muestra en un transmisor con el cual se conecta el sensor. El modelo del sensor utilizado es: PHS17-T23-CBL20-EG-VSS-VIT-1000117-100PT. Cuenta con válvula de aislamiento de 1" en material de acero inoxidable, utiliza montaje tipo HOT-TAP y cuenta con un rango de medición de 1 – 14 pH. La calibración se hace en base a las instrucciones del proveedor y para calibrarlo se necesitan soluciones buffer para calibración: pH=4.01, pH=7.00, pH=10.00 (ver Figura 47 y el agua desionizada para enjuagar el sensor entre cada punto de calibración).

El equipo al que está conectado el sensor y en el cual se registran las mediciones, en un transmisor de pH ECD modelo: T23-PH/MA-TMP1-UM-PS10, con indicación de LCD y teclado de membrana. Cuenta con 2 salidas de 4-20 mA, una para el pH y otro para el de temperatura (ver Figura 129).

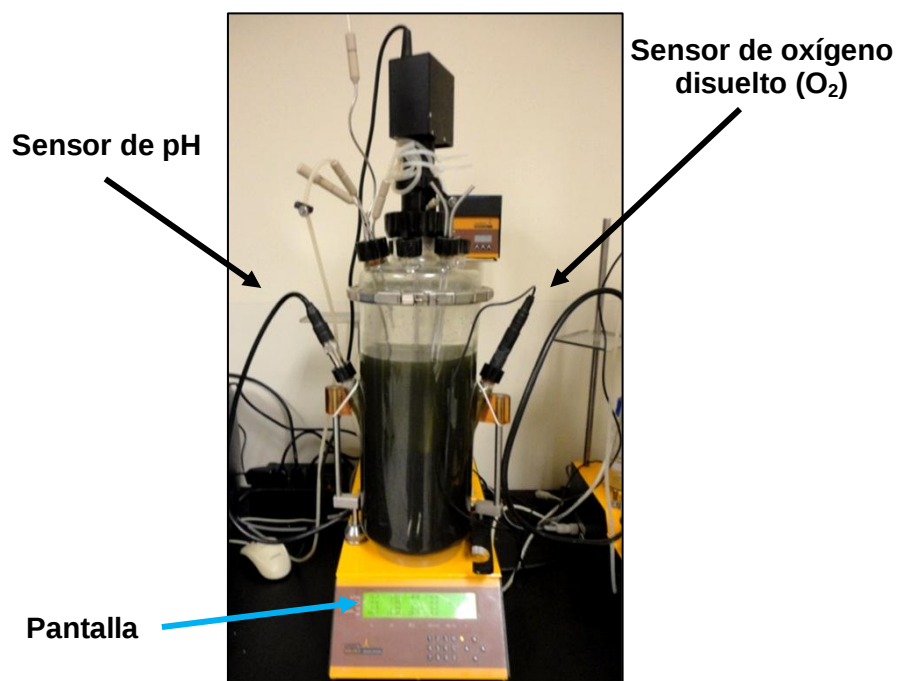


Figura 126. Calibración de sensores (pH y O₂) del digestor a escala laboratorio



Figura 127. Sensor de pH/Temperatura con nano-suspensión

Sensor de pH

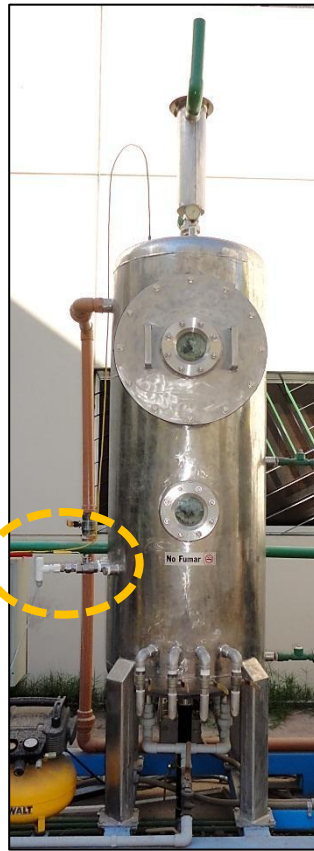
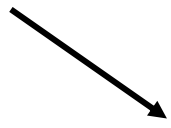


Figura 128. Calibración del sensor pH del digestor a escala piloto

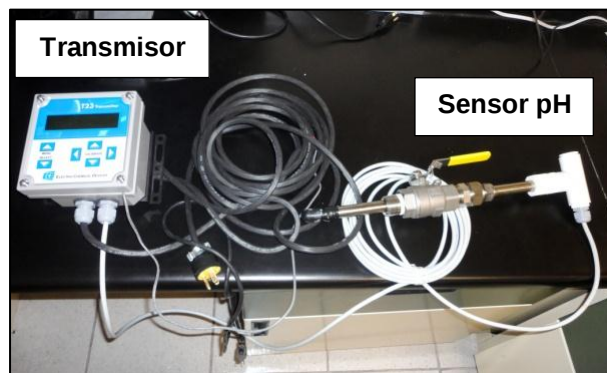


Figura 129. Sensor pH S17-PT100 y transmisor T23

6.2.2 Sensor de Oxígeno Disuelto (O_2)

Únicamente el digestor a escala laboratorio, es el que cuenta con sensor de oxígeno disuelto (O_2), el cual, al igual que el sensor de pH lo trae integrado a su sistema y al igual que el sensor de pH, está directamente en contacto con el sustrato, es decir, la medición es constante y la lectura se toma sobre la pantalla que trae el sistema de digestión (ver Figura 126). La marca del sensor es: LAMBDA y el modelo es: pO_2 (OD). El cuerpo del sensor está hecho de un material de plástico muy resistente (PEEK). El electrodo es de tipo Clark con un cátodo Pt y un ánodo de referencia Ag/Cl. La membrana está hecha de vidrio reforzado con una delgada capa de PTFE (ver Figura 130).

El principio de funcionamiento del sensor O_2 , consiste en que la membrana de PTFE es permeable a los gases y no dejará pasar cualquier otro tipo de sustancia disuelta. Mediante la selección de la tensión de polarización derecha del oxígeno, que se difunde a través de la membrana, se reduce en el cátodo y se genera una corriente eléctrica proporcional a la concentración de oxígeno. Esta señal se mide y se transforma en la concentración de oxígeno disuelto en el medio.

La calibración es sencilla y muy similar a la del sensor de pH. La calibración se realiza en base a las instrucciones del proveedor, la diferencia es que la solución de calibración utilizada es una solución acuosa al 5% de Na_2SO_3 .



Figura 130. Sensor oxígeno disuelto (O_2)

6.2.3 Medidor de concentración de biogás

La calibración del analizador de gases, se realiza en base a las instrucciones del proveedor. El procedimiento de calibración es sencillo y tiene una opción de calibrar en auto Zero (calibración automática) lo que permite que sea más rápida.

Una vez calibrado el equipo, se procede a analizar el biogás, la medición también es muy sencilla, primero se conecta la muestra de biogás, que se encuentra almacenado en una bolsa, esta bolsa es especial para almacenar el biogás y son conocidas comercialmente como bolsas “TEDLAR”, cuentan con una capacidad de 3 litros y están hechas de un material de plástico (PVF) y son muy resistentes (ver Figura 131). La bolsa que contiene el biogás se conecta a la entrada del sistema purificador de biogás para removerle el polvo y humedad que pueda contener la muestra, luego la manguera de salida de biogás del sistema de purificación se conecta a la entrada del analizador, el cual con un bomba interna que cuenta el equipo succiona la muestra y se realiza la medición (ver Figura 132), como se mencionó en el subcapítulo 6.1.13, los resultados de la medición se muestran directamente en la pantalla de analizador (ver Figura 125).

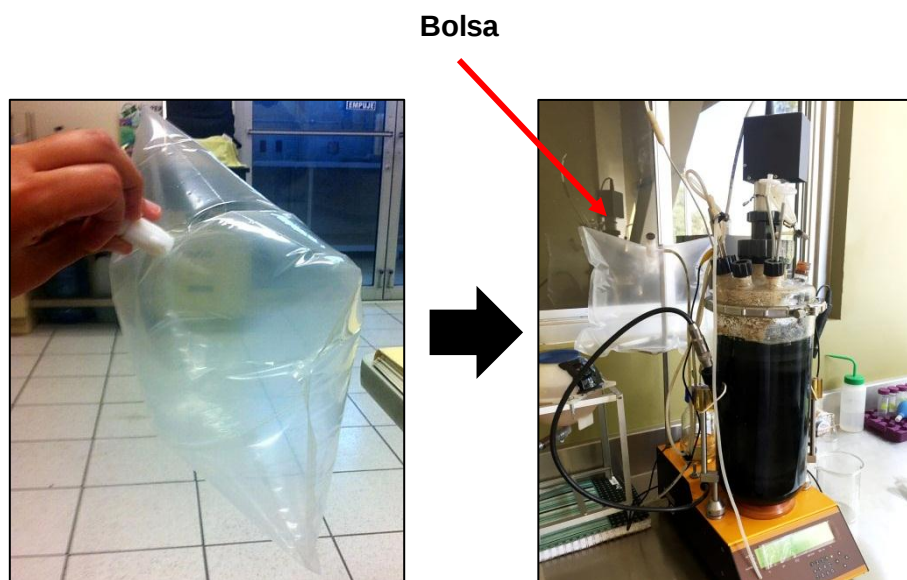


Figura 131. Bolsa “Tedlar” de almacenamiento de biogás



Figura 132. Calibración y medición del sistema de medición de concentración de biogás

6.3 Pruebas de arranque y estabilización

El arranque del digestor anaeróbico, constituye una etapa de trabajo preliminar, el cual consiste en adaptar al sistema los microorganismos que contiene el lodo anaeróbico estabilizado (inóculo), a una temperatura constante de 35 °C (condición mesofílica y estrictamente anaeróbica).

La adaptación de esos microorganismos consiste en observarlos por un determinado tiempo, aproximadamente 10 días, no se alimentan durante ese periodo, únicamente se mezcla el inóculo homogéneamente tres veces al día (la agitación debe ser suave). Se mide la temperatura y el pH para determinar la adecuación de los microorganismos al sistema.

Inoculación y estabilización del digestor escala laboratorio

El digestor anaeróbico a escala laboratorio (ver Figura 38) con capacidad de 7 litros se operó de forma CSTR en una sola etapa y con alimentación semi-continua, es decir, el mismo volumen de sustrato con el que se alimentaba era el mismo volumen que se extraía diariamente, se inoculó con 5 litros de lodo anaeróbico estabilizado, el cual se analizó para conocer sus características físico-químicas y los resultados de los análisis se muestran en la Tabla 9.

Como se mencionó anteriormente, el digestor estuvo en observación 10 días, no se alimentó durante ese periodo solamente se mezcló homogéneamente. Se midió el pH y la temperatura para determinar la adecuación de los microorganismos al sistema. En la tabla 10, se muestran los resultados del monitoreo del pH y temperatura del inóculo.

Tabla 10. Resultados del monitoreo del lodo anaeróbico estabilizado (inóculo)

Monitoreo		
Día	pH	Temp (°C)
1	8.70	35.5
2	8.74	35.7
3	8.71	35.5
4	8.60	35.3
5	8.58	35.1
6	8.55	35.2
7	8.51	35.3
8	8.51	35.5
9	8.50	35.4
10	8.51	35.2

El monitoreo del inóculo para verificar el comportamiento del pH se muestra en la Figura 133, se observa que a una temperatura promedio de 35.3 °C, va en disminuyendo el pH, pero a partir del séptimo día se ve una estabilización del pH, esto demuestra que los microorganismos ya se encuentran adaptados al sistema, es decir, que bajo las condiciones de temperatura 35 °C y en condiciones anaeróbicas, las bacterias se encuentran listas para ser alimentadas.

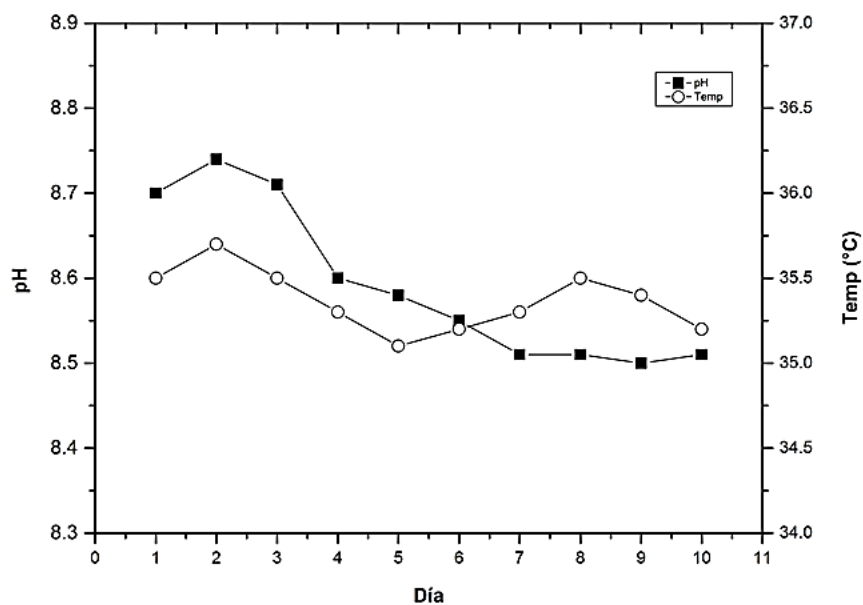


Figura 133. Monitoreo del comportamiento del pH y temperatura del inóculo

6.4 Preparación del sustrato y alimentación al digestor

Para realizar la dilución del residuo (preparación del sustrato), se debe definir la concentración a la que se va a realizar la experimentación ya sea en cantidad de SV o DQO. Se recomienda iniciar con una concentración baja (baja carga orgánica), con la finalidad de que los microorganismos se vayan adaptando lentamente al sustrato.

Para definir la concentración, se debe basar en lo que marca la bibliografía, el cual recomienda que los rangos de concentración del sustrato en cantidad de SV debe andar en un rango del 2 al 12% (**Curry y Pillay, 2012**) y en cantidad de DQO se maneja un rango de 5-15 kg DQO/m³ a 35°C para digestores UASB (**Tchobanoglous et al., 2004**). Una cantidad mayor a la del rango sugerido tanto para SV como para DQO ya no es recomendable, ya que se puede sobrealimentar el digestor, como consecuencia se tendría una caída de pH y paro de la reacción, viéndose reflejado en una producción de biogás mínima o nula.

Para calcular la cantidad de agua necesaria que se le debe añadir al residuo, respetando una concentración definida (SV o DQO) se deben seguir las siguientes fórmulas, mismas que se encuentran en la metodologías de dimensionamiento (ver Figuras 3 y 4) para cada modo de funcionamiento (CSTR y UASB).

Cálculo de la cantidad de agua necesaria para la preparación del sustrato en base a la **cantidad de SV**:

$$CH_2O = CRO \left(\frac{FSVR}{FSVS} - 1 \right)$$

Dónde:

CH₂O = Cantidad de agua a agregar (kg/día). Tomando en cuenta que la densidad del agua es 1000 kg/m³, la cantidad de agua puede estar en unidades de peso o volumen, es decir, 1 kg equivale a 1 litro de agua. En este caso se utilizarán las unidades en peso para posteriormente calcular el flujo volumétrico.

CRO = Cantidad de Residuo Orgánico (kg/día)

FSVR = Fracción de Sólidos Volátiles en el Residuo. El rango reportado para residuos de alimentos es del 80-97% en relación a los sólidos totales (**Zhang et al., 2007**), aunque lo recomendado es obtener este dato experimentalmente, es decir, mediante análisis de laboratorio ya que las características del residuo varía de una región a otra debido a los hábitos alimenticios de cada región, casa y persona.

FSVS = Fracción de Sólidos Volátiles del Sustrato. Se recomienda manejar un rango del 2 al 12% (**Curry y Pillay, 2012**) y sobre todo iniciar con una concentración baja, incrementándola gradualmente.

Cálculo de la cantidad de agua necesaria para la preparación del sustrato en base a la **cantidad de DQO**:

$$CH_2O = CRO \left(\frac{DQOR}{DQOS} - 1 \right)$$

Dónde:

CH₂O = Cantidad de agua a agregar (kg/día). Tomando en cuenta que la densidad del agua es 1000 kg/m³, la cantidad de agua puede estar en unidades de peso o volumen, es decir, 1 kg equivale a 1 litro de agua. En este caso se utilizarán las unidades en peso para posteriormente calcular el flujo volumétrico.

CRO = Cantidad de Residuo Orgánico (kg/día)

DQOR = Demanda Química de Oxígeno en el Residuo (kg DQO/m³). El rango reportado para residuos de alimentos es de 90-230 kg DQO/m³ (**Kawai et al., 2014**), aunque lo recomendado es obtener este dato experimentalmente, es decir, mediante análisis de laboratorio ya que las características del residuo varía de una región a otra debido a los hábitos alimenticios de cada región, casa y persona.

DQOS = Demanda Química de Oxígeno en el Sustrato (kg DQO/m³). Se recomienda manejar un rango del 5-15 kg DQO/m³ a 35°C para digestores UASB (**Tchobanoglous et al., 2004**). Es importante iniciar con una concentración baja, incrementándola gradualmente.

A manera de ejemplo:

Cuando ya se conoce el volumen del biodigestor en el cual se van tratar los residuos, y se quiere conocer la cantidad de residuo que puede procesar bajo un tiempo de retención hidráulico definido, se calcula de la siguiente manera:

Se cuenta con un digestor de 7 litros, pero solo serán 5 litros de volumen de trabajo, es decir, donde se dará la reacción biológica, el resto del volumen es para la acumulación del biogás generado. Ahora bien, para conocer la cantidad de residuo que debe agregarse al digestor, se despeja la fórmula del flujo volumétrico (Q) y la fórmula para calcular la cantidad de agua que hay que añadir para preparar el sustrato, respetando el volumen del digestor (ambas fórmulas se encuentran en la metodología de dimensionamiento, ver Figura 3 y 4).

Las ecuaciones utilizadas para despejar la cantidad de residuo orgánico a añadir fueron las siguientes:

Flujo volumétrico de alimentación al digestor

$$Q = \left(\frac{CRO}{DRO} \right) + \left(\frac{CH_2O}{DH_2O} \right)$$

Dónde:

Q = Flujo volumétrico de alimentación al digestor (m³/día)

CRO = Cantidad de Residuo Orgánico (kg/día)

DRO = Densidad del Residuo Orgánico (kg/m³). El rango reportado para residuos de alimentos es de 780 kg/m³ (**Curry y Pillay, 2012**), aunque lo recomendado es obtener este dato experimentalmente, es decir, mediante análisis de laboratorio ya que las características del residuo varía de una región a otra debido a los hábitos alimenticios de cada región, casa y persona.

CH₂O = Cantidad de agua a agregar (kg/día). Tomando en cuenta que la densidad del agua es 1000 kg/m³, la cantidad de agua puede estar en unidades de peso o volumen, es decir, 1 kg equivale a 1 litro de agua. En este caso se utilizarán las unidades en peso para calcular el flujo volumétrico.

DH₂O = Densidad del agua (1000 kg/m³).

Cantidad de agua necesaria para la preparación del sustrato

$$CH_2O = CRO \left(\frac{FSVR}{FSVS} - 1 \right)$$

Formula despejada para calcular la cantidad de residuo (CRO) en base al volumen del digestor:

$$CRO = \frac{Q}{\left[\frac{1}{DRO} + \frac{\left(\frac{FSVR}{FSVS} - 1 \right)}{DH_2O} \right]}$$

Dónde:

CRO = Cantidad de Residuo Orgánico (kg/día)

Q = Flujo volumétrico de alimentación al digestor (m³/día)

DRO = Densidad del Residuo Orgánico (kg/m³)

FSVR = Fracción de Sólidos Volátiles en el Residuo

FSVS = Fracción de Sólidos Volátiles del Sustrato

DH₂O = Densidad del agua (1000 kg/m³).

Nota: Debido a que aún no se conoce el flujo volumétrico (Q) de alimentación, porque lo que se está buscando es conocer la CRO que puede procesar el digestor con un volumen definido y un tiempo de retención hidráulico (TRH) establecido, se utilizará la siguiente fórmula para conocer la cantidad de sustrato que hay que añadirle al digestor:

$$Q = \frac{VT}{TRH}$$

Dónde:

Q = Flujo volumétrico de alimentación al digestor (m³/día)

VT = Volumen total del digestor (m³)

TRH = Tiempo de retención hidráulico (horas o días). Para un digestor tipo CSTR, se recomienda un TRH en un rango de 10-30 días (**Tchobanoglous et al., 2004**) y para un digestor UASB se maneja un TRH en un rango de 12-168 horas (**Rajeshwari et al., 2000**) aunque hay otros autores que manejan rangos menores de 6-8 horas a una temperatura mayor de 26 °C con una altura del digestor de 4 m (**Tchobanoglous et al., 2004**).

Una vez calculado la CRO para un volumen de digestor definido, se procede a calcular la cantidad de agua necesaria (CH_2O) para preparar el sustrato con las mismas fórmulas utilizadas anteriormente, tanto para cantidad de SV o DQO.

Las formulas descritas anteriormente, se basan en la cantidad de SV, si se desea calcular en base a la DQO para conocer la cantidad de residuo orgánico para un volumen de digestor definido, se utilizan las misma formulas descritas anteriormente únicamente sustituyendo la cantidad de SV por la DQO.

Después de haber realizado los cálculos para saber cuánta cantidad de residuo orgánico se estará alimentando al digestor diariamente y con cuanta cantidad de agua se va a diluir para respetar una concentración definida en base a las características físico-químicas del residuo (paso primordial para realizar las corridas experimentales) y después de haber estabilizado el inóculo (lodo anaeróbico) se procede a realizar las corridas experimentales para generar información en cuanto a la producción de biogás.

6.5 Corridas experimentales

Los experimentos el digestor a escala laboratorio, se realizaron en alimentación semi-continua, en modo de operación de CSTS.

La alimentación se inició con una baja carga orgánica, es decir, la mínima del rango recomendado para SV, que se encuentra en un 2-12% de SV en el sustrato (**Curry y Pillay, 2012**). La principal razón por la que se arrancó la alimentación al inóculo con una carga de 2% de SV en el sustrato, se debe a que el inóculo con el que se realizaron las pruebas no era el adecuado, ya que ese inóculo contiene microorganismos que degradan aguas residuales de la industria cervecera, es decir, aunque se sigue utilizando un residuo con un alto contenido en materia orgánica, tiene muy diferentes características en comparación a los residuos sólidos orgánicos (desperdicios de comida) utilizados en este proyecto de investigación.

Por esta razón, además de haber estabilizado el inóculo al sistema (temperatura mesofílica 35°C), era necesario ir las adaptando poco a poco al nuevo sustrato de alimentación. Conforme se veía el comportamiento de degradación, se iba incrementando la concentración y midiendo tanto la producción de biogás como la concentración de metano en base al porcentaje de ST, SVT y DQO degradado.

Entonces, una vez que se observó que el pH del inóculo no tuvo cambios significativos, se procedió a alimentar el digestor durante 10 días (para dar tiempo que se estabilizara el sistema) con el sustrato que contenía los residuos de comida pre-tratados y caracterizados (ver Tabla 8) recolectados durante la semana 1 (RSO1).

Se determinó pH, temperatura, sólidos totales (ST), sólidos volátiles totales (SVT), demanda química de oxígeno (DQO), del influente y efluente, así como el porcentaje de eliminación de cada uno. También se estuvo midiendo la cantidad de biogás generada y su concentración de metano.

En la tabla 11 se muestran los valores obtenidos. Estos resultados se procesarán para poder concluir el comportamiento obtenido en la degradación de los residuos sólidos orgánicos, ver cómo afecta la variación de la cantidad y composición del residuo orgánico en la producción de biogás. Además se podrá determinar la concentración máxima de materia orgánica que puede procesar el digestor para así poder replicarlo en el digestor a escala piloto.

6.5.1 Análisis e interpretación de los resultados

Resultados del comportamiento del digestor a escala piloto alimentado con el RSO 1 a una concentración del 2, 3 y 4% de SV:

De acuerdo a los valores obtenidos en la Tabla 11, en la Figura 134 se puede observar el comportamiento del pH a una temperatura promedio de 35.5 °C, en el cual se muestra cómo va ligera y gradualmente disminuyendo al añadirle el sustrato de alimentación preparado con el residuo sólido orgánico recolectado durante la semana 1 (RSO1) al 2, 3 y 4% de SV para los primeros 30 días de reacción, esto es normal ya que los microorganismos se van adaptando ligeramente al alimento, no olvidando que el proceso de digestión anaeróbica inicia con la fase acidogénica en el cual los microorganismos acidogénicos se encargan de degradar la materia orgánica del sustrato alimentado.

En la Figura 135, se muestra el comportamiento del porcentaje de eliminación de los ST, SVT y DQO en el cual se observa que conforme se aumenta la concentración del sustrato de alimentación, va en incremento el porcentaje de degradación de la materia orgánica, observándose una ligera estabilidad a partir del sexto día. Debido a que el parámetro DQO se midió únicamente al inicio y final de cada variación en la concentración del sustrato por falta de viales de digestión, en la Figura 135, solo se observan 6 puntos graficados representados por asteriscos, aunque también presentó un comportamiento similar al porcentaje degradado de los SV y SVT.

Resultados del comportamiento del digestor a escala piloto alimentado con el RSO 1, 2 y 3, a una concentración del 5% de SV:

Siguiendo con los valores obtenidos en la Tabla 11, en la Figura 136 se puede observar el comportamiento del pH a una temperatura promedio de 35.6 °C y a una misma concentración de SV pero ahora variando el residuo orgánico (a partir del día 31), en el cual se muestra como varía ligeramente al alimentar el digestor con el RSO 2 y el RSO 3 a comparación del RSO1, pero aún con estas variaciones, se considera un buen nivel de pH ya que se mantiene dentro de un nivel neutro favoreciendo a las bacterias metanogénicas implicadas en el proceso de digestión anaeróbica. El rango de pH en el que osciló fue entre 6.87-7.25.

En la Figura 137, se muestra el comportamiento del porcentaje de eliminación de los ST, SVT y DQO en el cual se observa que conforme se varía el tipo de residuo orgánico a una misma concentración del sustrato de alimentación, hay un ligero incremento para las RSO 2 y RSO 3 en comparación con el RSO1, pero de igual forma la degradación se mantiene estable sobre todo a partir del día 53. Al igual que en los resultados anteriores, la DQO se midió únicamente al inicio y final de cada variación en el tipo de residuo sólido orgánico por falta de viales de digestión, en la Figura 137, solo se observan 6 puntos graficados representados por asteriscos, de igual forma presentó un comportamiento similar al porcentaje degradado de los SV y SVT.

De acuerdo al porcentaje de degradación de los ST, SVT y DQO, se graficó la producción de biogás y la concentración de metano para las diferentes concentraciones y tipo de sustrato. En la Figura 138 se puede observar que hasta el día 21, inició la producción de biogás con una concentración del sustrato del 4% SV utilizando los RSO 1.

Hasta el día 30 (antes de cambiar la concentración del sustrato de alimentación), se produjo un total de 2.7 litros con una concentración de metano del 8.56%, el resto se componía de CO₂. Es una concentración muy pobre en metano, pero al observar el incremento obtenido para los siguientes días que continuó la reacción tanto en producción de biogás como en concentración de metano, indica que la población de los microorganismos metanogénico va en incremento.

Hasta este momento, la mayor producción de biogás (7 litros) con mayor concentración de metano (18.25 %) corresponde al RSO 3 con una concentración del sustrato de alimentación al digestor de 5% SV.

Tabla 11. Resultados obtenidos en la degradación de los residuos sólidos orgánicos a diferentes concentraciones del sustrato

								ENTRADA			SALIDA							
								Influente/Afluente			Efluente							
								(kg/m³)			(kg/m³)			% Degradado				
Concentración	Día	pH	T (°C)	Q (l/d)	VCO (kg SV/m³ d)	VCO (kg DQO/m³ d)	TRH (d)	ST	STV	DQO	ST	STV	DQO	ST	STV	DQO	Producción de biogás (l)	Metano (%)
2 % SV (RSO I)	1	8.51	35.8	0.33	0.66	0.14	15	3.63	2.57	3.78	2.15	0.80	2.83	40.77	68.87	25.13	x	x
	2	8.49	36.3	0.33	0.66	0.14	15	3.63	2.57	3.78	2.25	0.89	x	38.02	65.37	x		
	3	8.30	35.5	0.33	0.66	0.14	15	3.63	2.57	3.78	1.87	0.65	x	48.48	74.71	x		
	4	8.28	35.3	0.33	0.66	0.14	15	3.63	2.57	3.78	1.76	0.56	x	51.52	78.21	x		
	5	8.22	35.1	0.33	0.66	0.14	15	3.63	2.57	3.78	1.66	0.49	x	54.27	80.93	x		
	6	8.33	35.8	0.33	1.32	0.21	15	3.63	2.57	3.78	1.78	0.55	x	50.96	78.60	x		
	7	8.25	35.6	0.33	1.32	0.21	15	3.63	2.57	3.78	1.66	0.49	x	54.27	80.93	x		
	8	8.20	35.4	0.33	1.32	0.21	15	3.63	2.57	3.78	1.63	0.5	x	55.10	80.54	x		
	9	8.08	35.5	0.33	1.32	0.21	15	3.63	2.57	3.78	1.66	0.54	x	54.27	78.99	x		
	10	7.89	35.6	0.33	1.32	0.21	15	3.63	2.57	3.78	1.58	0.53	1.1	56.47	79.38	70.90		
3 % SV (RSO I)	11	7.70	35.8	0.33	1.98	0.30	15	4.84	3.66	5.29	1.68	0.6	1.37	65.29	83.61	74.10	x	x
	12	7.64	35.7	0.33	1.98	0.30	15	4.84	3.66	5.29	1.91	0.81	x	60.54	77.87	x		
	13	7.57	35.9	0.33	1.98	0.30	15	4.84	3.66	5.29	1.95	0.87	x	59.71	76.23	x		
	14	7.53	36.1	0.33	1.98	0.30	15	4.84	3.66	5.29	1.75	1.07	x	63.84	70.77	x		
	15	7.46	35.3	0.33	1.98	0.30	15	4.84	3.66	5.29	2.05	1.18	x	57.64	67.76	x		
	16	7.44	35.8	0.33	1.98	0.30	15	4.84	3.66	5.29	1.98	1.13	x	59.09	69.13	x		
	17	7.40	35.8	0.33	1.98	0.30	15	4.84	3.66	5.29	1.84	1.11	x	61.98	69.67	x		
	18	7.37	35.5	0.33	1.98	0.30	15	4.84	3.66	5.29	1.90	0.98	x	60.74	73.22	x		
	19	7.36	35.3	0.33	1.98	0.30	15	4.84	3.66	5.29	1.87	1.00	x	61.36	72.68	x		
	20	7.32	35.5	0.33	1.98	0.30	15	4.84	3.66	5.29	1.83	1.05	2.35	62.19	71.31	55.58		

CONTINÚA Tabla 11.

4 % SV (RSO 1)	21	7.30	35.7	0.33	2.64	0.44	15	6.25	4.94	7.91	2.76	1.55	3.42	55.84	68.62	56.76	2.7	8.56
	22	7.24	35.5	0.33	2.64	0.44	15	6.25	4.94	7.91	2.73	1.56	»	56.32	68.42	»		
	23	7.13	35.3	0.33	2.64	0.44	15	6.25	4.94	7.91	2.28	1.13	»	63.52	77.13	»		
	24	7.15	35.7	0.33	2.64	0.44	15	6.25	4.94	7.91	2.08	0.96	»	66.72	80.57	»		
	25	7.19	35.4	0.33	2.64	0.44	15	6.25	4.94	7.91	2.88	1.58	»	53.92	68.02	»		
	26	7.27	35.6	0.33	2.64	0.44	15	6.25	4.94	7.91	2.1	1.04	»	66.40	78.95	»		
	27	7.17	35.5	0.33	2.64	0.44	15	6.25	4.94	7.91	2.36	1.24	»	62.24	74.90	»		
	28	7.14	35.6	0.33	2.64	0.44	15	6.25	4.94	7.91	2.18	1.03	»	65.12	79.15	»		
	29	7.03	35.3	0.33	2.64	0.44	15	6.25	4.94	7.91	2.55	1.35	»	59.20	72.67	»		
	30	7.01	35.6	0.33	2.64	0.44	15	6.25	4.94	7.91	2.62	1.49	3.1	58.08	69.84	60.81		
5 % SV (RSO 1)	31	7.08	35.3	0.33	3.30	0.61	15	7.73	6.10	10.8	2.36	1.32	2.72	69.47	78.36	74.81	4 litros	17.68
	32	7.04	35.2	0.33	3.30	0.61	15	7.73	6.10	10.8	2.62	1.49	»	66.11	75.57	»		
	33	7.06	35.5	0.33	3.30	0.61	15	7.73	6.10	10.8	2.79	1.62	»	63.91	73.44	»		
	34	7.01	35.3	0.33	3.30	0.61	15	7.73	6.10	10.8	2.61	1.46	»	66.24	76.07	»		
	35	7.05	35.9	0.33	3.30	0.61	15	7.73	6.10	10.8	2.66	1.45	»	65.59	76.23	»		
	36	7.20	35.8	0.33	3.30	0.61	15	7.73	6.10	10.8	2.29	1.16	»	70.38	80.98	»		
	37	7.16	35.7	0.33	3.30	0.61	15	7.73	6.10	10.8	2.86	1.66	»	63.00	72.79	»		
	38	7.10	35.4	0.33	3.30	0.61	15	7.73	6.10	10.8	2.65	1.49	»	65.72	75.57	»		
	39	7.06	35.8	0.33	3.30	0.61	15	7.73	6.10	10.8	2.99	1.75	»	61.32	71.31	»		
	40	7.25	35.8	0.33	3.30	0.61	15	7.73	6.10	10.8	2.69	1.49	3.38	65.20	75.57	68.70		
5% SV (RSO 2)	41	7.03	35.8	0.33	3.31	0.87	15	11.31	9.99	15.54	2.90	1.69	3.91	74.36	83.08	74.84	6.5	17.79
	42	6.90	35.9	0.33	3.31	0.87	15	11.31	9.99	15.54	2.73	1.61	»	75.86	83.88	»		
	43	7.08	35.4	0.33	3.31	0.87	15	11.31	9.99	15.54	2.97	1.74	»	73.74	82.58	»		
	44	6.96	35.9	0.33	3.31	0.87	15	11.31	9.99	15.54	3.00	1.80	»	73.47	81.98	»		
	45	6.87	35.5	0.33	3.31	0.87	15	11.31	9.99	15.54	2.85	1.68	»	74.80	83.18	»		
	46	6.97	35.9	0.33	3.31	0.87	15	11.31	9.99	15.54	3.01	1.80	»	73.39	81.98	»		
	47	6.91	35.1	0.33	3.31	0.87	15	11.31	9.99	15.54	3.21	1.99	»	71.62	80.08	»		
	48	7.05	35.8	0.33	3.31	0.87	15	11.31	9.99	15.54	3.38	1.80	»	70.11	81.98	»		
	49	6.98	35.8	0.33	3.31	0.87	15	11.31	9.99	15.54	3.05	1.77	»	73.03	82.28	»		
	50	7.1	35.6	0.33	3.31	0.87	15	11.31	9.99	15.54	2.70	1.75	3.54	76.13	82.48	77.22		

CONTINÚA Tabla 11.

5% SV (RSO 3)	51	6.98	35.5	0.33	3.31	0.81	15	10.21	8.88	14.38	2.67	1.41	3.53	73.85	84.12	75.45	7	18.25
	52	7.05	35.5	0.33	3.31	0.81	15	10.21	8.88	14.38	2.45	1.50	»	76.00	83.11	»		
	53	7.18	35.6	0.33	3.31	0.81	15	10.21	8.88	14.38	2.13	1.39	»	79.14	84.35	»		
	54	7.20	35.5	0.33	3.31	0.81	15	10.21	8.88	14.38	2.01	1.36	»	80.31	84.68	»		
	55	6.99	35.8	0.33	3.31	0.81	15	10.21	8.88	14.38	2.22	1.43	»	78.26	83.90	»		
	56	7.00	35.8	0.33	3.31	0.81	15	10.21	8.88	14.38	2.15	1.45	»	78.94	83.67	»		
	57	7.03	35.7	0.33	3.31	0.81	15	10.21	8.88	14.38	2.10	1.40	»	79.43	84.23	»		
	58	7.00	35.8	0.33	3.31	0.81	15	10.21	8.88	14.38	2.18	1.36	»	78.65	84.68	»		
	59	6.92	35.6	0.33	3.31	0.81	15	10.21	8.88	14.38	2.20	1.37	»	78.45	84.57	»		
	60	7.15	35.7	0.33	3.31	0.81	15	10.21	8.88	14.38	2.13	1.33	3.01	79.14	85.02	79.0682		

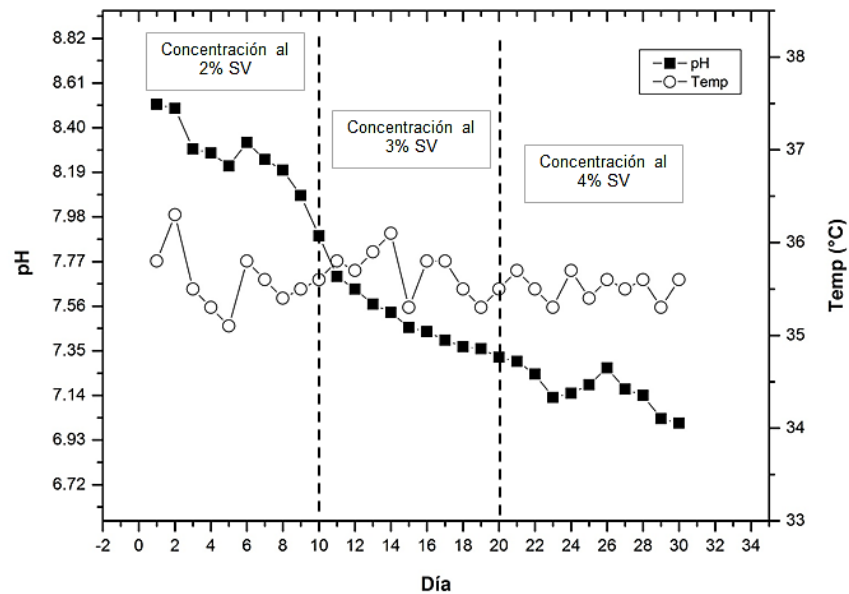


Figura 134. Comportamiento del pH y temperatura durante la alimentación al digester con el RSO 1 a diferentes concentraciones

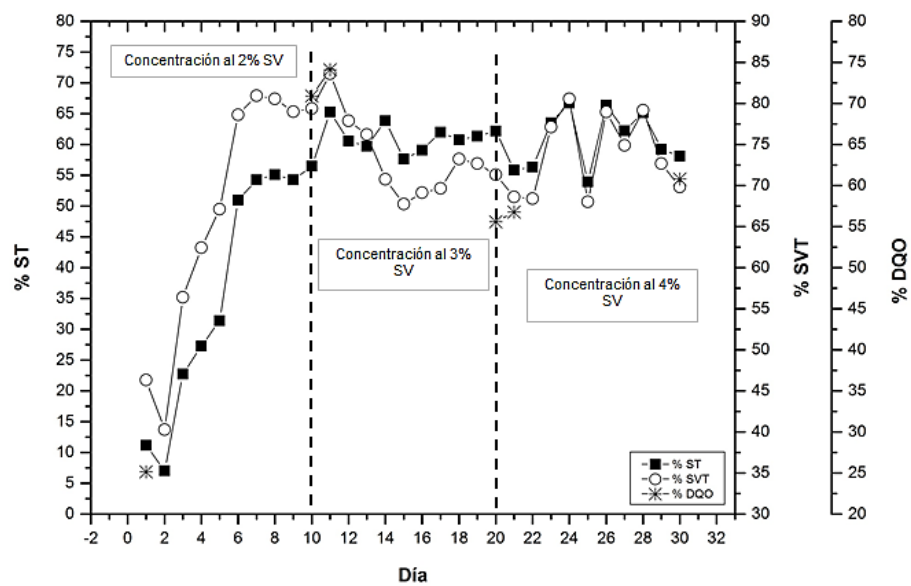


Figura 135. Comportamiento del % de degradación de los ST, SVT y DQO durante la alimentación al digester con el RSO 1 a diferentes concentraciones

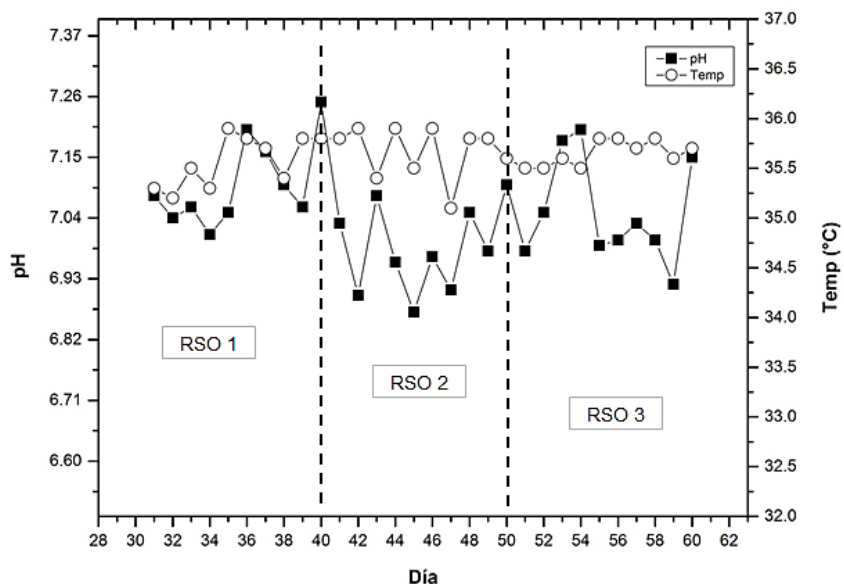


Figura 136. Comportamiento del pH y temperatura durante la alimentación al digestor con diferentes residuos sólidos orgánicos a una misma concentración de SV

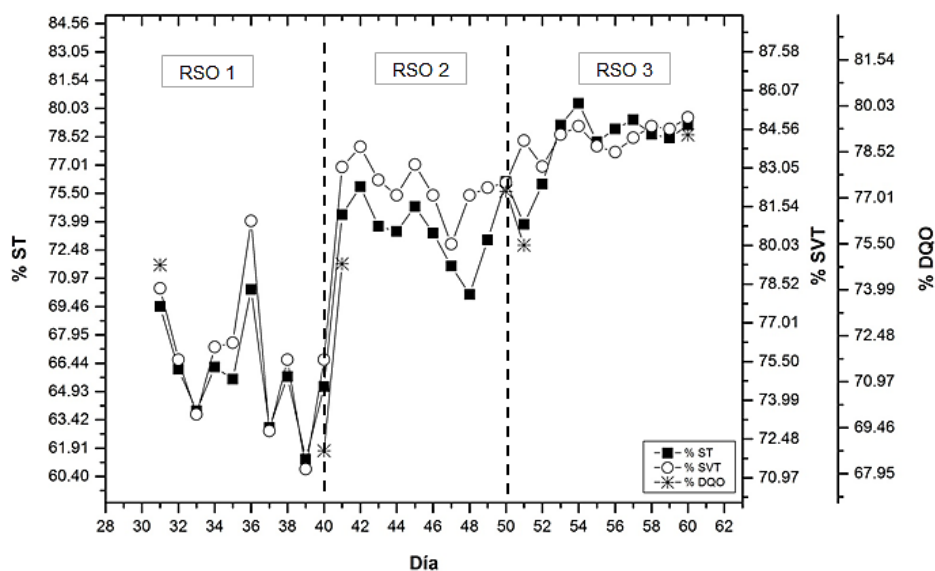


Figura 137. Comportamiento del % degradación de los ST, SVT y DQO durante la alimentación al digestor con diferentes tipos de residuos sólidos orgánicos a una concentración del 5% SV

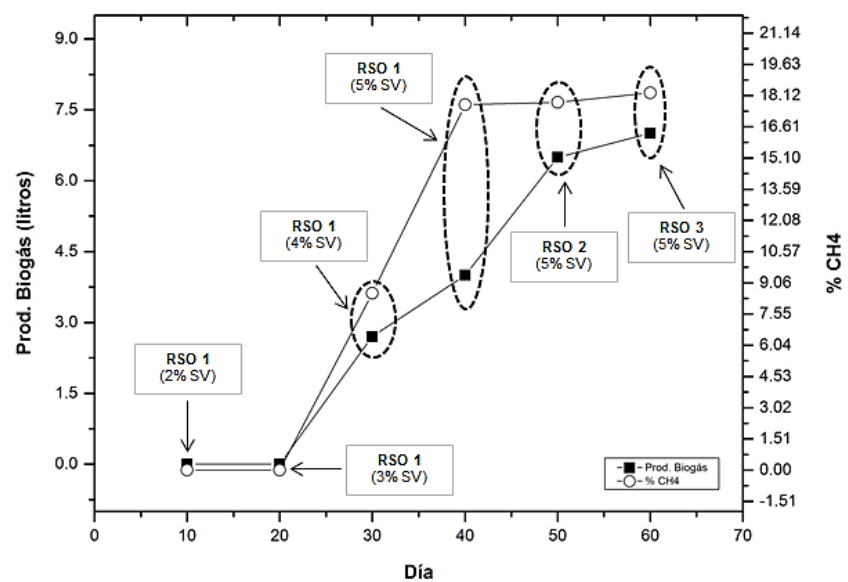


Figura 138. Producción de biogás y % de CH₄ durante la alimentación al digestor con diferentes tipos de residuos sólidos orgánicos a diferentes concentraciones del sustrato

6.5.2 Conclusiones de los resultados experimentales

De acuerdo a los resultados obtenidos en los experimentos, se puede concluir que el sistema de digestión anaeróbico a escala laboratorio, se adapta a la variabilidad que presentan los residuos sólidos orgánicos (desperdicios de comida) en cuanto a la cantidad y composición del mismo. El hecho que se adapte a dicha variación, da como ventaja que el proceso sea estable en su producción de biogás, aunque falta encontrar la carga máxima de alimentación que puede digerir el sistema y sobre todo ver la evolución que tendría la producción de biogás.

La tendencia indica que a mayor concentración en el sustrato de alimentación al digestor, hay una mayor producción de biogás y un incremento en la concentración de metano, falta comprobar experimentalmente hasta qué punto los desperdicios de comida se pueden aprovechar como fuente de energía. Cabe mencionar que aún con las limitaciones de no tener un inóculo adecuado en la degradación de este tipo de residuos orgánicos, se demuestra que se logra un buen porcentaje de degradación de la materia orgánica (hasta un 80%), ayudando al ambiente con la mitigación de gases de efecto invernadero que se desprenden de los rellenos sanitarios al no aplicar un tratamiento adecuado a estos residuos. Ahora, el reto está en encontrar el punto óptimo en el que exista una mayor degradación de materia orgánica, con una alta producción de biogás y que sea rico en metano para que pueda ser aprovechado energéticamente.

Un punto importante a mencionar, es que en los análisis físico-químicos del residuo orgánico recolectado, presentaba la cantidad mínima de carbono orgánico del rango recomendado (relación C/N), esto afecta directamente a la producción de biogás, lo cual se recomendaría hacer uso de la co-digestión anaeróbica para incrementar la cantidad de nutrientes para los microorganismos metanogénicos.

En general, el pH presentó buenos resultados, ya que hasta un 5% en concentración de SV en el sustrato de alimentación se mantuvo en un nivel neutro. Cuando se prueben con concentraciones mayores del sustrato, en caso de que haya un descenso en el pH se probará neutralizando el sustrato de alimentación con una sustancia alcalina para evitar afectar el proceso de degradación.

Estos resultados son muy valiosos, ya que sirven como punto de partida para arrancar el sistema de digestión anaeróbico a escala piloto propuesto en este proyecto de investigación, y monitorear el comportamiento de la reacción para determinar su eficiencia en cuanto al índice de degradación de la materia orgánica y producción de biogás. Y sobre todo, con los datos generados en el digestor a escala piloto que cuenta con dos modos de funcionamiento (CSTR y UASB), se comprobarán los resultados que se obtuvieron en el estudio paramétrico.

CONCLUSIONES

La gran cantidad de residuos sólidos orgánicos generados hasta nuestros tiempos, marca una tendencia en el incremento de los mismos. El tratamiento biológico vía digestión anaeróbica es viable técnicamente, ya que reduce en gran medida la cantidad de residuos destinados al relleno sanitario, produciendo biogás cuyo poder calorífico puede ser aprovechado energéticamente. Y como en todo proceso hay residuos, el subproducto obtenido de este tipo de tecnología es un bioabono de buena calidad que puede ser aprovechado para mejorar el suelo y como nutrientes de plantas.

El digestor anaeróbico diseñado y construido tiene la flexibilidad para adaptarse a la variación de los residuos sólidos orgánicos (cantidad y concentración). Con la ayuda de la metodología de dimensionamiento propuesta en este proyecto de investigación, permite hacer una estimación de la cantidad de producción de biogás y cantidad de energía generada para diferentes escenarios, en base al índice de generación de residuos y a las diferentes características que puedan presentar, adaptándose a dichas variaciones para su mayor aprovechamiento.

Es posible tener un digestor que manteniendo las dimensiones fijas y ajustando las variables operativas pueda operar en modo CSTR o UASB, siempre y cuando se realice un pre-tratamiento adecuado a los residuos sólidos orgánicos.

Cuando el digestor propuesto trabaje por debajo de las condiciones límite en cantidad y concentración del residuo sólido orgánico, el nivel de agotamiento del sustrato será mayor del requerido por las normas ambientales. Con la implementación de este sistema de digestión anaeróbica, se obtendrá la información técnico-económica que posibilite el escalamiento del proceso final a un nivel industrial y posibilite posteriormente el trabajo de optimización del proceso. La puesta en marcha de la planta piloto requiere de un periodo de arranque del digestor, para tal efecto se propone un procedimiento de carga del digestor, un periodo de estabilización del proceso, ajustes y paro del equipo.

El desarrollo de digestores anaeróbicos con flexibilidad para adaptarse a la variación de los residuos, puede provocar un mayor aprovechamiento de los mismos e incrementar la potencialidad energética de este recurso renovable.

RECOMENDACIONES

Debido a que el proceso de digestión anaeróbico es muy complejo, ya que tiene muchas variables involucradas de las cuales la mayoría deben ser controladas para una correcta digestión de los residuos, es importante establecer bajo qué condiciones se realizarán las pruebas experimentales para la generación de datos, que una vez generados, se podrá concluir las variables que afectan considerablemente al proceso, descartar las que no tiene un fuerte impacto y a su vez poder estimar la cantidad de producción de biogás con la mayor concentración de metano.

Con el diseño y construcción del sistema de digestión anaeróbico, se busca realizar un estudio con diferentes tipos de residuos, es decir, ver la posibilidad de hacer co-digestión anaeróbica y ver cómo afecta a las variables de respuesta, es decir, si se obtendrá una mayor producción de biogás con una mayor concentración de metano principalmente.

Por lo cual, se propone un diseño de experimentos que se basa en la **metodología Taguchi** con sus llamados arreglos ortogonales, el cual involucra todas las variables sospechosas de producir variación en un proceso.

Esta metodología también ayuda a realizar relativamente menos corridas de prueba que los arreglos convencionales ahorrando tiempo y recursos materiales y humanos, especialmente en las primeras etapas de la experimentación (**Genichi, 1986**).

Es muy importante diseñar los parámetros con los cual se van a realizar los experimentos, cuyos objetivos son:

- a) Identificar qué factores afectan la característica de calidad en cuanto a su magnitud y en cuanto a su variabilidad.
- b) Definir los niveles “óptimos” en que debe fijarse cada parámetro o factor a fin de optimizar la operación del producto y hacerlo lo más robusto posible.
- c) Identificar factores que no afectan sustancialmente la característica de calidad a fin de liberar el control de estos factores y ahorrar costos de pruebas.

Para este diseño de experimentos, se realizaron dos tipos de arreglos ortogonales L_{16} ya que cada uno corresponde a un modo de operación diferente y cada modo de operación maneja rangos y variables diferentes en su mayoría, esto se debe a que la planta piloto fue diseñada y construida para que funcione como un reactor anaerobio tipo manto de lodos de flujo ascendente (UASB) o como mezcla completa (CSTR) y la selección del modo de funcionamiento dependerá directamente de la cantidad y composición del residuo orgánico con el que se cuente.

En cada arreglo ortogonal se definieron todas las variables implicadas y se propone que con esos dos arreglos, se pruebe a 2 niveles, bajo y alto y a su vez se realicen interacciones entre unas variables y otras, esto es con el objetivo de optimizar el proceso, eliminar las variables que no sean significativas y sobre todo encontrar las mejores condiciones de operación para obtener la mayor cantidad de producción de biogás y mayor concentración de metano, así como la menor DQO remanente y el mayor índice de materia orgánica degradada.

A continuación se muestran los arreglos ortogonales para los dos tipos de modo de operación (ver Figura 139 y Figura 140):

Modo de funcionamiento de mezcla completa (CSTR):

Variables a estudiar:

- A ➡ Temperatura (°C) : 35 - 40
- B ➡ Sólidos Volátiles (%) : 7 - 13
- C ➡ pH : 6.8 - 7.2
- D ➡ Relación Carbono/Nitrógeno (C/N) : 20:1 - 30:1
- E ➡ Tiempo de Retención (días) : 10 - 30
- F ➡ Agitación (veces al día/rpm) : 3/80 - 6/100
- G ➡ Presión (kg/cm²) : 0.25 - 0.7

NOTA: El nivel 1 es el rango más bajo para cada variable y el nivel 2 es el más alto.

Prueba	A	B	AB	C	AC	D	CD	E	F	G	e1	e2	e3	e4	e5	Variables de Respuesta			
																Y _{biogás}	Y _{metano}	Y _{DQO}	Y _{índice mat. Org. degradada}
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1				
2	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2				
3	1	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	2	2	2	2				
4	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1				
5	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2				
6	1	2	2	1	1	2	2	2	2	1	1	2	2	1	1				
7	1	2	2	2	2	1	1	1	1	2	2	2	2	1	1				
8	1	2	2	2	2	1	1	2	2	1	1	1	1	2	2				
9	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2				
10	2	1	2	1	2	1	2	2	1	2	1	2	1	2	1				
11	2	1	2	2	1	2	1	1	2	1	2	2	1	2	1				
12	2	1	2	2	1	2	1	2	1	2	1	1	2	1	2				
13	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1				
14	2	2	1	1	2	2	1	2	1	1	2	2	1	1	2				
15	2	2	1	2	1	1	2	1	2	2	1	2	1	1	2				
16	2	2	1	2	1	1	2	2	1	1	2	1	2	2	1				

Figura 139. Arreglo ortogonal para un digestor tipo mezcla completa (CSTR)

Modo de funcionamiento de flujo ascendente (UASB):

Variables a estudiar:

- A ➡ Temperatura (°C) : 35 - 40
- B ➡ DQO (kg DQO/m³ día) : 5 - 15
- C ➡ pH : 6.8 - 7.2
- D ➡ Relación Carbono/Nitrógeno (C/N) : 20:1 - 30:1
- E ➡ Tiempo de Retención (horas) : 15 - 24
- F ➡ Velocidad de Flujo Ascendente (m/h) : 1.0 - 1.25
- G ➡ Presión (kg/cm²) : 0.25 - 0.7
- H ➡ Tamaño de Partícula (mm) : 1 - 3

Prueba																Variables de Respuesta			
	A	B	AB	C	AC	D	CD	E	F	G	e1	e2	e3	e4	e5	Y _{biogás}	Y _{metano}	Y _{DQO}	Y _{índice mat. Org. degradada}
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1				
2	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2				
3	1	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	2	2	2	2				
4	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1				
5	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2				
6	1	2	2	1	1	2	2	2	2	1	1	2	2	1	1				
7	1	2	2	2	2	1	1	1	1	2	2	2	2	1	1				
8	1	2	2	2	2	1	1	2	2	1	1	1	1	2	2				
9	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2				
10	2	1	2	1	2	1	2	2	1	2	1	2	1	2	1				
11	2	1	2	2	1	2	1	1	2	1	2	2	1	2	1				
12	2	1	2	2	1	2	1	2	1	2	1	1	2	1	2				
13	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1				
14	2	2	1	1	2	2	1	2	1	1	2	2	1	1	2				
15	2	2	1	2	1	1	2	1	2	2	1	2	1	1	2				
16	2	2	1	2	1	1	2	2	1	1	2	1	2	2	1				

Figura 140. Arreglo ortogonal para un digestor tipo flujo ascendente (UASB)

REFERENCIAS

Agdag O.N., Sponza D.T., 2007. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. *Journal of Hazardous Materials*. 140. pp. 75–85.

Angelidaki I., Che, X., Cui J., Kaparaju P., Ellegaard L., 2006. Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of household municipal solid waste: start-up procedure for continuously stirred tank reactor. *Water Research*. 40. pp. 2621–2628.

Balat M., 2008. Progress in biogas production processes. *Energy Edu Sci Technol*. 22. pp. 15-35.

Barahona F., 2013. Desarrollo, construcción y pruebas de un sistema de uso de biogás como combustible en un moto-generator eléctrico rural. Tesis doctoral. Riobamba, Ecuador. pp. 18-19.

Barker H.A., 1956. Bacterial fermentations. CIBA Lectures in microbial biochemistry. New York: Willey.

Bouallagui H., Cheikh R.B., Marouani L., Hamdi M., 2003. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in tubular digester. *Bioresource Technology*. 86. pp. 85–89.

Bouallagui H., Rachdi B., Gannoun H., Hamdi M., 2009b. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of abattoir wastewater and fruit and vegetable waste in anaerobic sequencing batch reactors. *Biodegradation*. 20. pp. 401–409.

Carrère H., Bougrier C., Castets D., Delgenès J.P., 2008. Impact of initial biodegradability on sludge anaerobic digestion enhancement by thermal pretreatment. *Journal of Environmental Science and Health*. 43. pp. 1551–1555.

Curry N., Pillay P., 2012. Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. *Renewable Energy*. 41. pp. 200-209.

Demirbas A., 2009. Biofuels. Green energy and technology. Securing the planet's future energy needs. Springer. ISBN 978-1-84882-011-1. Trabzon, Turkey.

Deublein D., Steinhauser A. 2008. Biogas from waste and renewable resources: An Introduction. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co KGaA, Weinheim. pp. 443.

Douglas C. Montgomery., 1991. “Diseño y Análisis de Experimentos”. Grupo Editorial Iberoamericana, Arizona State University.

EPA, 2000. Energy Protection Agency. Agstar Handbook. <<http://www.epa.gov/agstar/resources/handbook.html>> (acceso Febrero 2014).

FAO, 1986. Reciclaje de Materias Orgánicas y Biogas. Una experiencia en China. Curso de capacitación. Chengdu, China, (Septiembre – Octubre, 1984). pp. 400.

Genichi T., 1986. “Introduction to Quality Engineering”. Designing Quality into Products and Processes. Asian Productivity Organization, APO.

Harmsen G.W., 1946. Onderzoekingen over de anaerobe celluloseontleding in den grond. Landbouwkundig ingenieur. Geboren Te St. Petersburg.

Hessami M.A., Christensen S., Gani R., 1996. Anaerobic digestion of household organic waste to produce biogas. WREC. Department of mechanical engineering. Monash University. Australia. pp. 954-957

Heukelekian H., 1958. Basic principles of sludge digestion. Biological treatment of sewage and industrial wastes. Ed. McCabe, J. and Eckenfelder, W. W. Reinhold publishing corp. New York. 2 (125).

Hilbert J., Eppel J., 2007. Desafíos y Estrategias para Implementar la Digestión Anaeróbica en los Agrosistemas. Argentina.

Hohlfeld J., Sasse L., 1986. Production and utilization of biogas in rural areas of industrialized and developing countries. GTZ. Eschborn, Alemania. 97.

Hoppe-Seyler F., 1883-1889. Gärhung der cellulose. Berichte der deutschen chemischen gesellschaft. 16 (1). pp. 122-123.

Imhoff K., Fair G. M., 1956. Sewage treatment. 2nd edn. Wiley, New York.

Izumi K., Okishio Y., Nagao N., Niwa C., Yamamoto S., Toda T., 2010. Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. International Biodeterioration & Biodegradation. 64. pp. 601–608.

INE-SEMARNAP, 1997. Instituto Nacional de Ecología SEMARNAP. Estadísticas e indicadores de inversión sobre residuos sólidos municipales en los principales centros urbanos de México, primera ed., México. <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=128> (acceso Marzo 2014).

INEGI, 2010. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 284 Indicadores Principales del Banco de Información INEGI. <<http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?ent=02>> (acceso Junio 2014).

Jeong E., Kim H., Nam J., Shin H., 2010. Enhancement of bioenergy production and effluent quality by integrating optimized acidification with submerged anaerobic membrane bioreactor. *Bioresource Technology*. 101. pp. 1873–2976.

Karagiannidis A., Perkoulidis G., 2009. A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes. *Bioresource Technology*. 100. pp. 2355–2360.

Kaul S.N., Nandy T., 1997. Biogas recovery from industrial wastewaters. *Journal of Indian Association for Environmental Management*. 24(3). pp.125.

Kawai M., Nagao N., Tajima N., Niwa C., Matsuyama T., Toda T., 2014. The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield. *Bioresource Technology*. 157. pp. 174–180.

Kim J., Park C., Kim T.H., Lee M., Kim S., Kim S.W., Lee J., 2003. Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 95. pp. 271–275.

Kuo W., Cheng K., 2007. Use of respirometer in evaluation of process and toxicity of thermophilic anaerobic digestion for treating kitchen waste. *Bioresource Technology*. 98. pp. 1805-1811.

Lagrange B. 1979. Biomethane. Principles, Techniques, Utilization. *Edisual/Energies Alternatives*. Vol.2. pp. 249.

Lusk P., 1998. Methane recovery from animal manures. The current opportunities casebook. Resource Development Associates. National Renewable Energy Laboratory (NREL/SR).Washington, DC. pp. 580-25145.

Luste S., Luostarinen S., Sillanpää M., 2009. Effect of pre-treatments on hydrolysis and methane production potentials of by-products from meat-processing industry. *Journal of Hazardous Materials*. 164 (1). pp. 247–255.

Mandujano M. I., Félix A., Martínez A. 1981. Biogás: energía y fertilizantes a partir de desechos orgánicos. *OLADE, IIE*. 6. pp 44.
< http://biblioteca.olade.org/iah/fulltext/Bjmbmr/v32_2/old0117.pdf>

Mata-Alvarez J., 2003. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. London: IWA Publishing.

Montes M., 2008. Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora. Tesis doctoral. Departamento de Ingeniería Civil: Ordenación del Territorio, Urbanismo y Medio Ambiente E.T.S. I. de Caminos, Canales y Puertos.

Mumme J., Linke B., Tölle R., 2010. Novel upflow anaerobic solid-state (UASS) reactor. *Bioresource Technology*. 101. pp. 592–599.

Nathan C., Pragasen P., 2011. Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban. *Renewable Energy*. 41. pp. 200-209.

Neves L., Ribeiro R., Oliveira R., Alves M.M., 2006. Enhancement of methane production from barley waste. *Biomass Bioenergy*. 30. pp. 599–603.

NRCS, 1999. Natural Resource Conservation Service Standards. Methane production and recovery - plug flow digester Code 363-I. United States of America.

Ojeda-Benitez, S., 2005. Generación de residuos sólidos domésticos y su diferenciación por estrato socioeconómico en la familia mexicalense. En Mérida, Yucatán: AIDIS / DIRSA, pp. 1-10.

Ojeda-Benitez S., Armijo de Vega C., Ramírez M., 2000. The potential for recycling household waste: a case study from Mexicali, Mexico. *Environment and Urbanization*. 12(2) pp. 163-173. <<http://eau.sagepub.com/content/12/2/163>> (acceso Julio 2013).

Pavlostathis S. G., Giraldo-Gomez E., 1991. Kinetics of Anaerobic Treatment. *Water Science & Technology*. Vol (24). No. 8. pp. 35–59.

Payne W. J., 1988. Pasteur, Ganyon and Dupetit and the closure of reiset's nitrogen cycle. *Histoire et nature*. 28 (29). pp. 95-118.

Peavy H.S., Rowe D.R., Tchobanoglous G., 1985. “Environmental engineering”. McGraw-Hill, New York.

Rajeshwari K.V., Balakrishnan M., Kansal A., Lata K., Kishore V.V.N., 2000. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 4. pp.135-156.

Rao A.G., Prakash S.S., Joseph J., Reddy A.R., Sarma P.N., 2011. Multi stage high rate biomethanation of poultry litter with self-mixed anaerobic digester. *Bioresource Technology*. 102. pp. 729–735.

Reiset J., 1856. Expériences sur la putrefaction et sur la formation des fumiers. *comptes rendus des séances hebdomadaires del'académie des sciences*. 42. pp. 53-59.

Rezende L., 2006. Chronology of science. Library of congress cataloging-in-publication data. Facts on file, Inc. ISBN 0-8160-5342-1. New York, NY.

Stronach S.M., Rudd T., Lester J.N., 1986. Economic considerations. In: *Anaerobic Digestion Processes in Industrial Wastewater Treatment*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. pp. 161-74.

Tchobanoglous G., Burton F., Stensel H., 2004. Wastewater Engineering, Treatment and Reuse. Metcalf and Eddy, fourth ed. McGraw Hill, New York.

Tiehm A., Nickel K., Neis U., 1997. The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Science and Technology*. 36. pp. 121–128.

Vamero M. 2011. Manual de Biogás. Proyecto CHI/00/G32 “Chile: Remoción de Barreras para la Electrificación Rural con Energías Renovables”. Santiago de Chile. pp 85.

Ward A.J., Hobbs P.J., Holliman P.J., Jones D.L., 2008. Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*. 99. pp. 7928–7940.

William P.B., David C.S., 1999. The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: a review. *Water Research*. 33 pp. 1559–1578.

Xing W., Ngo H.H., Guo W., Wu Z., Nguyen T.T., Cullum P., Listowski A., Yang N., 2010. Enhancement of the performance of anaerobic fluidized bed bioreactors (AFBBRs) by a new starch based flocculant. *Separation and Purification Technology*. 72. pp. 140–146.

Yeom I.T., Lee K.R., Ahn K.H., Lee S.H., 2002. Effects of ozone treatment on the biodegradability of sludge from municipal wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*. 46. pp. 421–425.

Yiying J., Huan L., Bux M.R., Zhiyu W., Yongfeng N., 2008. Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion. *Journal of Environmental Sciences*. 21. pp. 279–284.

Yu H.W., Samani Z., Hanson A., Smith G. 2002. "Energy recovery from grass using two-phase anaerobic digestion". *Waste Management*. 22. pp. 1-5.

Zhang R., El-Mashad H.M., Hartman K., Wang F., Liu G., Choate C., Gamble P., 2007. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. 98. pp. 929–935.